

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI NAPOLI FEDERICO II



**Dottorato Di Ricerca In Scienze
ed Ingegneria Del Mare
XXIV Ciclo**

***Risposta adattativa del sistema Posidonia
alla variabilità ambientale***

Tutore

Dott. Vincenzo Saggiomo

Dott. Maria Cristina Buia

Candidato

Dott. Filippo Silvestre

Coordinatore

Prof. Alberto Incoronato

Anno Accademico 2012/2013

Indice

1.	Introduzione	1
1.1.	Gestione e conservazione dei sistemi costieri.....	2
1.2.	Tutela ambientale nel diritto internazionale	6
1.3.	Water Framework Directive 2000/60/CE	9
1.4.	Aggiornamenti alla WFD: Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC	14
1.5.	La normativa ambientale italiana in materia di tutela delle acque.....	15
1.6.	Pressione antropica e impatti	18
1.7.	Indicatori biologici	21
1.8.	<i>Posidonia oceanica</i> : morfologia, biologia ed ecologia	25
1.9.	<i>Posidonia oceanica</i> : sistema biologico di qualità	37
1.10.	Data Warehousing	43
1.10.1	Data base relazionale	45
1.11.	Scopo della Tesi	48
2.	Materiale e metodi	49
2.1.	Raccolta dei dati	51
2.2.	Progettazione del database	58
2.2.1	Data base relazionale	61
2.2.2	Organizzazione e importazione dei dati nel data base relazionale	64
2.2.3	Validazione e collaudo.....	65
2.3.	Il Sistema di classificazione	67
2.3.1	Scelta dei descrittori.....	67
2.3.2	Tecniche di datamining	70
2.3.3	Strumenti di Visualizzazione.....	74
2.3.4	Sistema di Riferimento	75
2.4.	Sistema di Classificazione vs Pressione antropica	78

2.4.1	LIGURIA	78
2.4.2	TOSCANA	81
2.4.3	SARDEGNA	83
3.	Risultati	84
3.1.	Il Data Base Relazionale	85
3.1.1	I. Progettazione	85
3.1.2	II. Implementazione	87
3.1.3	III Validazione e collaudo	88
3.2.	Sistema di Classificazione	90
3.2.1	Tipologie di riferimento	90
3.2.2	Datamining e Visualizzazione	93
3.2.3	Scelta dei siti di riferimento	101
3.3.	Implementazione dei dati per la validazione e intercalibrazione del metodo di classificazione	103
3.4.	Gestione integrata del territorio: Indice vs Pressione antropica.....	115
4.	Discussione	120
4.1.	Conclusioni	135
5.	Bibliografia	136

1. Introduzione

1.1. Gestione e conservazione dei sistemi costieri

La zona litorale (o sistema costiero) della piattaforma continentale corrisponde alla zona di terra delimitata dal mare; secondo tale definizione, questa zona può estendersi fino a svariati chilometri dal limite di costa. Da un punto di vista ambientale ed ecologico, la zona litorale è spesso definita come lo spazio di interazione tra gli ecosistemi marini e terrestri (Solan et al., 2004; Martinez et al., 2007).

Gli ecosistemi marini presentano in generale un importante valore economico (Costanza et al., 1997) ed ecologico (Vitousek et al., 1997; Solan et al., 2004; Costanza et al. (1997) hanno valutato i servizi degli ecosistemi circa 33 trilioni di dollari all'anno, vale a dire circa due volte il prodotto globale lordo; un terzo di tale cifra è prodotto dai sistemi costieri, un altro dai sistemi oceanici ed l'ultimo dai sistemi terrestri. Questo importante valore economico dei sistemi costieri, dovuto essenzialmente ai beni ed ai servizi che essi forniscono (Costanza et al., 1997; Martinez et al., 2007; Duarte, 2000), si accompagna ad una grande importanza ecologica (Vitousek et al., 1997; Martinez et al., 2007) per quanto riguarda la biodiversità e la produttività. La biodiversità dei sistemi costieri è stata stimata tra 1 e 10 milioni di specie (Reid e Miller, 1989; Martinez et al., 2007), che rappresenta una percentuale elevata della biodiversità globale (stimata tra 5 e 20 milioni di specie).

Allo stesso tempo, però, la zona litorale corrisponde ad uno spazio fortemente popolato. Tra il 40 e il 60% della popolazione vive in un raggio di 100 Km di costa (Vitousek et al., 1997; Martinez et al., 2007), e in più del 50% dei paesi rivieraschi, l'80-100% vive sul litorale costiero. La crescita demografica e la continua migrazione verso queste zone (Hinrichsen, 1994) è diventato il motore principale delle modificazioni sull'ambiente costiero e marino (Vitousek et al., 1997). Le pressioni antropiche dovute all'urbanizzazione

ed alle relative attività (es. rifiuti urbani, acque reflue). Oltre alle attività economiche (attività industriali, agricole, produttive e turistiche) che ne derivano, introducono una quantità considerevole di sostanze, di origine naturale e non, nelle acque costiere. Le pressioni antropiche sono responsabile, almeno in parte, direttamente o indirettamente, dell'erosione del litorale, dell'eutrofizzazione delle acque, dell'inquinamento da sostanze tossiche, della riduzione della biodiversità e della ricchezza dell'ambiente litorale (Airoldi et al., 2007; Ballesteros et al., 2007)

Per tali motivi, la zona litorale presenta una grande importanza al livello ecologico ed economico, ma allo stesso tempo costituisce uno degli spazi più fragili e minacciati (MerMex Group, 2011; Coll et al., 2010; EEA, 2006). Queste due considerazioni hanno portato ad una crescita della consapevolezza da parte di politici, amministratori e ricercatori, di dover avviare ad una gestione coordinata, al fine di preservare gli aspetti ecologici insieme a quelli sociali ed economici (EEA, 2012).

Il principio su cui si basa l'intera politica di gestione dell'ambiente è la solidità della base scientifica sulla quale essa si sviluppa e la maniera in cui è in seguito applicata. Per questo la "comunicazione ambientale" tra politici, amministratori, scienziati e opinione pubblica, è essenziale. Uno strumento utile per una comunicazione efficace è lo sviluppo di indicatori ambientali, che hanno come fine principale quello di semplificare realtà complesse. Dal punto di vista della politica di gestione gli indicatori ambientali hanno 3 obiettivi principali: i) Fornire informazioni sulle problematiche ambientali, in modo tale da valutare la loro gravità, ii) Sostenere lo sviluppo di politici e l'identificazione delle priorità, identificando le sorgenti di pressione sull'ambiente, iii) sorvegliare le risposte e gli effetti delle politiche attuate (OECD, 1991; EEA, 1999). Gli indicatori sono quindi largamente utilizzati come strumenti di informazione.

Il modello DPSIR (Driver-Pressures-State-Impact-Response) (Figura 1) che inquadra gli indicatori ambientali, è stato sviluppato dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) sulla base del modello PSR (Pressure-State-Response)

sviluppato in precedenza dall'OECD (Organization for economic cooperation and development) (OECD, 1991).

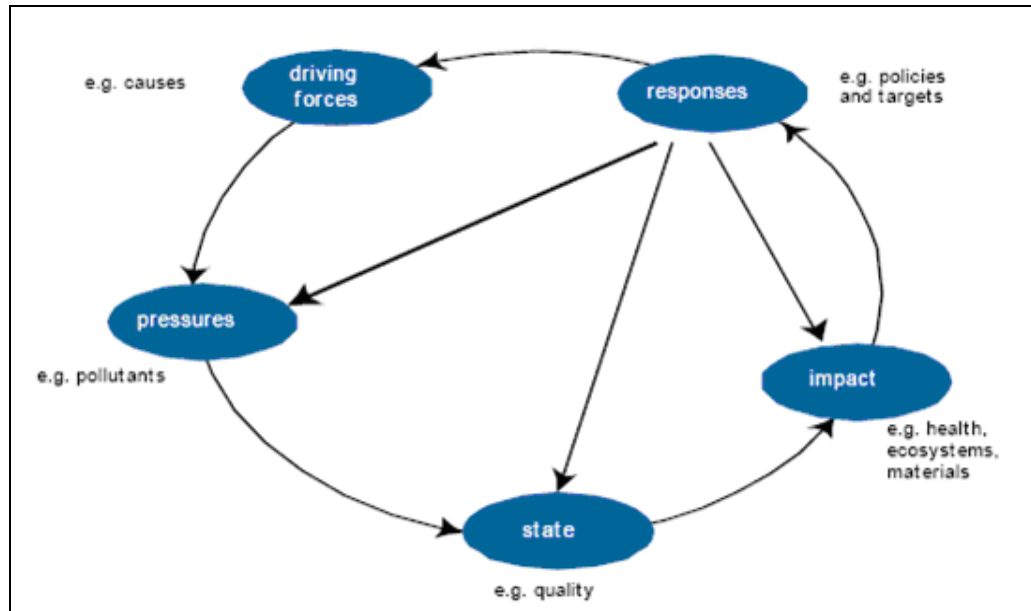


Figura 1. Modello DPSIR (EEA, 1991).

Tale modello si basa su un sistema di analisi semplificata dove lo sviluppo economico e sociale è responsabile delle pressioni esercitate sull'ambiente. Tali pressioni a loro volta modificano lo stato dell'ambiente in termini di risorse naturali, biodiversità o salute dell'uomo e possono avere degli effetti economici e sociali. Gli effetti prodotti provocano un tipo di risposta che potrà essere adattativa ai cambiamenti oppure consisterà nella ricerca di un rimedio.

Questo modello non si applica solo all'identificazione delle conseguenze di alcune pressioni antropiche, ma anche all'analisi dell'efficacia del "rimedio" scelto (per es. identificare l'efficacia di una normativa nel raggiungere gli obiettivi prefissati) rivelandosi quindi fondamentale per il monitoraggio ambientale. Gli indicatori ambientali possono essere raggruppati in 4 tipi: *I*, gli indicatori descrittivi (cosa succede?); *II*, gli indicatori di prestazione (quanto è apprezzabile?); *III*, gli indicatori di efficacia (quanto migliora?) e *IV*, gli indicatori di benessere generale (la situazione è globalmente migliorata?) (EEA, 1999). Sulla base di questo modello l'EEA (2005) ha adottato un "Core set of

indicators”, cioè un gruppo di indicatori essenziali. 37 indicatori sono stati selezionati e dovranno essere utilizzati dagli Stati Membri dell'Unione Europea, in modo tale da facilitare il flusso di dati, migliorarne la qualità, renderli comparabili permettendo di analizzare lo sviluppo delle politiche. Questo gruppo di indicatori copre sei temi ambientali (inquinamento dell'aria e dell'ozono, cambiamenti climatici, rifiuti, acqua, biodiversità e ambiente terrestre) e quattro settori (agricoltura, energia, trasporti e pesca). La gestione del litorale e dell'ambiente marino rientra soprattutto nei temi acqua, biodiversità e rifiuti, e nei settori pesca agricoltura e trasporti, anche se tutti i temi ed i settori sono interdipendenti. In realtà la gestione costiera e dell'ambiente marino coinvolge diversi aspetti: l'inquinamento accidentale (incidenti marittimi, sversamenti di idrocarburi in mare), l'inquinamento urbano (acque reflue), l'inquinamento agricolo (utilizzo di pesticidi e fertilizzanti), l'utilizzo dei suoli, rischio di inondazione, l'erosione, la salute pubblica, la biodiversità, la conservazione della natura, lo sfruttamento delle risorse, etc...

In un primo tempo la legislazione ambientale e le politiche di gestione hanno affrontato questi aspetti in modo frammentato, trattando un problema o un tema per volta. In seguito sono state sviluppate politiche e legislazioni più integrate che approcciano alla gestione del litorale e dell'ambiente marino attraverso 4 temi principali: la gestione del territorio, la qualità dell'acqua, la biodiversità e lo sfruttamento sostenibile delle risorse naturali.

1.2. Tutela ambientale nel diritto internazionale

La nozione di “ambiente” si presta a riassumere i diversi aspetti del rapporto tra l'uomo e il mondo che lo circonda, le molteplici articolazioni geografico-territoriali in cui si sviluppa tale rapporto ed il suo continuo svolgersi ed evolversi (Cecchetti, 2000). Tale nozione è entrata con prepotenza nel linguaggio corrente a partire dagli anni '30 del secolo scorso.

L'idea che alcuni comportamenti umani fossero dannosi per l'ambiente fece sì che la conservazione delle risorse e delle aree naturali divenisse un'esigenza primaria sia sul piano sociale che giuridico. Si generò la consapevolezza che i problemi inerenti all'ambiente, in particolar modo la tutela dei luoghi nei quali l'uomo vive ed esplica le sue attività, dovevano trovare una risoluzione e una loro disciplina. Si giunse così all'affermazione dell'ambiente come valore, cui il Diritto doveva dare espresso ed inequivocabile riconoscimento e tutela con normative nazionali ed internazionali.

Dal secondo dopoguerra la tutela dell'ambiente entrò così nei programmi delle organizzazioni internazionali di nuova formazione. La Carta dell'ONU (1945) non ne faceva esplicito richiamo, ma era chiara l'intenzione di inserire i problemi ambientali tra quelli economici, sociali, culturali ed umanitari affrontati nel documento.

Nel corso della Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo, tenutasi a Rio de Janeiro nel 1992, è stata firmata dalla Comunità e da tutti gli Stati membri la Convenzione sulla diversità biologica (www.europa.eu). Da molti decenni si osserva una diminuzione notevole della diversità biologica a causa delle attività dell'uomo (inquinamento, deforestazione, ecc.) e tale situazione è preoccupante. Una diversità biologica adeguata limita infatti gli effetti di taluni rischi ambientali quali il cambiamento climatico e le invasioni di parassiti. La diversità è essenziale per la redditività a lungo termine delle attività

agricole e alieutiche ed è alla base di numerosi processi industriali e della produzione di nuovi medicinali. La conservazione e l'utilizzo sostenibile della diversità biologica sono due elementi indispensabili per conseguire uno sviluppo sostenibile e per realizzare gli obiettivi di sviluppo in materia di povertà, salute e ambiente (i cosiddetti Millennium Goals) (www.un.org). Nel 2002, al vertice mondiale sullo sviluppo sostenibile di Johannesburg, i capi di Stato di tutto il mondo si sono accordati sulla necessità di ridurre sensibilmente il tasso di perdita della biodiversità entro il 2010 (www.onuitalia.it). La Convenzione sulla diversità biologica è stata unanimemente considerata come lo strumento principale in questo campo.

Gli Stati sono responsabili della conservazione della diversità biologica nel loro territorio e dell'utilizzazione durevole delle loro risorse biologiche. Le informazioni e le conoscenze relative alla diversità biologica sono in genere insufficienti. È quindi necessario sviluppare capacità scientifiche, tecniche ed istituzionali per ottenere le conoscenze basilari grazie alle quali programmare ed attuare opportuni provvedimenti per conservare la diversità biologica.

Conformemente alla carta delle Nazioni Unite e ai principi del diritto internazionale, gli Stati hanno il diritto sovrano di sfruttare le loro risorse applicando la propria politica ambientale e hanno il dovere di fare in modo che le attività esercitate sotto la loro giurisdizione o il loro controllo non pregiudichino l'ambiente di altri Stati o di regioni che si trovino al di fuori della giurisdizione nazionale.

La convenzione prevedeva:

- la preparazione e lo svolgimento di programmi di istruzione scientifico-tecnica e di formazione nelle misure volte all'identificazione, alla conservazione e all'utilizzazione durevole della diversità biologica e dei suoi elementi costitutivi, nonché gli aiuti per tale istruzione e formazione adattate alle esigenze specifiche dei paesi in via di sviluppo;

- la promozione della ricerca che contribuisce alla conservazione e all'utilizzazione durevole della diversità biologica, in particolare nei paesi in via di sviluppo;

- lo sfruttamento dei progressi della ricerca scientifica sulla diversità biologica, mettendo a punto metodi di conservazione e di sfruttamento durevole della diversità biologica, e che venga promossa la cooperazione a tale scopo.

1.3. Water Framework Directive 2000/60/CE

La Direttiva europea 2000/60/CE è il risultato di un lungo iter, come avviene solitamente in legislatura, che cominciò nel 1988 a Francoforte dove fu espressa la necessità di disciplinare la qualità ecologica delle acque in ambito europeo (www.europa.eu), per salvaguardare il sistema acqua e impedirne un ulteriore deterioramento, ponendosi come obiettivo il raggiungimento comunitario di un buono stato di qualità ambientale entro il 2015 (EC, 2000).

Il sistema acqua, preso in considerazione dalla Direttiva, comprende:

- le *acque superficiali*, ovvero le acque interne superficiali (fiumi, laghi, stagni...), le acque di transizione, come le foci dei fiumi, e le acque marine costiere;
- le *acque sotterranee*, cioè tutte le acque che si trovano sotto la superficie del suolo.

La valutazione dello stato ecologico dei corpi d'acqua prevede:

- un'analisi delle caratteristiche essenziali di tali acque (caratteristiche fisiche e chimiche, tipi di habitat, popolazioni animali e vegetali, ecc.);
- un'analisi degli impatti e delle pressioni principali, dovuti in particolare alle attività umane che incidono sulle caratteristiche di tali acque (contaminazione causata da prodotti tossici, eutrofizzazione, soffocamento o sigillatura degli habitat dovuti a costruzioni, introduzione di specie non indigene, danni fisici causati dalle ancore delle imbarcazioni, ecc.);
- un'analisi socio-economica dell'utilizzo di queste acque e dei costi del degrado dell'ambiente marino.

Sulla base della valutazione delle acque, gli Stati definiscono gli obiettivi e gli indicatori necessari per raggiungere il suddetto 'buono stato ecologico'. Tali

obiettivi, in particolare, devono essere misurabili e coerenti all'interno di una stessa regione o sottoregione marittima e devono essere accompagnati da un termine di realizzazione. Una cosa fondamentale è che nell'ambito di tale convenzione deve esistere un quadro comune di cooperazione; infatti, l'impostazione comunitaria della strategia garantisce anche la coerenza fra i vari settori e con altre politiche europee come la *politica comune della pesca* o la futura *politica marittima* europea (<http://ec.europa.eu>).

Secondo la Direttiva, ogni elemento di qualità che può servire per la valutazione dello stato ecologico è rappresentato da una serie di elementi di qualità, di seguito elencati:

elementi biologici: composizione, abbondanza e biomassa del fitoplancton, composizione e abbondanza della flora macroscopica, composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici;

elementi idromorfologici a sostegno degli elementi biologici: condizioni morfologiche, variazione della profondità, struttura e substrato del letto costiero, struttura della zona intercotidale, regime di marea, direzione delle correnti dominanti, esposizione alle onde;

elementi chimici e fisico-chimici a sostegno degli elementi biologici: trasparenza, condizioni termiche, condizioni di ossigenazione, salinità, condizione dei nutrienti;

inquinanti specifici: inquinamento da tutte le sostanze prioritarie di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico, inquinamento da altre sostanze di cui è stato accertato lo scarico nel corpo idrico in quantità significativa.

Qualora gli Stati membri non si uniformino alla presente Direttiva, la Comunità Europea applicherà il principio del “chi inquina paga”, fatta eccezione per quei corpi idrici impossibili da “recuperare” e riportare allo buono stato ecologico. In questo caso sarà cura dello Stato membro assicurare la stazionarietà delle condizioni ecologiche e ambientali (WFD, 2000).

Per le varie categorie di acque superficiali, lo stato ecologico del corpo idrico è classificato in base al più basso dei valori riscontrati durante il

monitoraggio biologico e fisico-chimico secondo lo schema cromatico riportato in Tabella 1.

Il “buono stato ambientale” si definisce raggiunto quando “i valori degli elementi di qualità biologica presentano bassi livelli di alterazione da imputare all'attività umana e si scostano solo lievemente da quelli di norma inalterati”.

Tabella 1. Classificazione dello stato ambientale di un corpo d'acqua e relativo schema cromatico

Classificazione dello stato ecologico	Schema cromatico
STATO ELEVATO	BLU
STATO BUONO	VERDE
STATO SUFFICIENTE	GIALLO
STATO SCADENTE	ARANCIONE
STATO PESSIMO	ROSSO

Con la Direttiva 2000/60/CE vengono definiti gli obiettivi ambientali che ogni tipologia di corpo idrico deve raggiungere. Gli strumenti atti al raggiungimento dell'obiettivo sono:

- il recupero delle spese effettuate per la manutenzione;
- la gestione e l'utilizzazione dei servizi idrici mediante l'attivazione di un'analisi dei costi degli usi delle risorse idriche;
- l'osservanza del principio del “chi inquina paga”.

La WFD 2000/60 per l'azione comunitaria in materia di acque fissa scopi che attengono:

- alla protezione, al miglioramento e all'impedimento di ulteriori deterioramenti dello stato degli ecosistemi terrestri e acquatici e delle zone umide direttamente dipendenti da questi ultimi sotto il profilo del fabbisogno idrico;

- all'utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- alla protezione rafforzata e al miglioramento dell'ambiente acquatico, anche attraverso misure specifiche per la graduale riduzione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze pericolose prioritarie;
- alla graduale riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee impedendone contemporaneamente l'aumento;
- a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità contribuendo quindi a: 1) garantire una fornitura sufficiente di acque superficiali e sotterranee di buona qualità per un utilizzo idrico sostenibile, equilibrato ed equo; 2) ridurre in modo significativo l'inquinamento delle acque sotterranee; 3) proteggere le acque territoriali e marine, e realizzare gli obiettivi degli accordi internazionali in materia, compresi quelli miranti a impedire ed eliminare l'inquinamento dell'ambiente marino con azione comunitaria, ai sensi dell'articolo 16, paragrafo 3, arrestando o eliminando gradualmente gli scarichi, le emissioni e le perdite di sostanze pericolose prioritarie al fine ultimo di pervenire a concentrazioni vicine ai valori del fondo naturale, per le sostanze presenti in natura, e vicine allo zero per le sostanze sintetiche antropogeniche. Per la realizzazione di tali obiettivi gli Stati membri hanno il compito di individuare singoli bacini idrografici, ovvero porzioni di territorio all'interno dei quali confluiscono le acque che saranno sottoposte ai monitoraggi.

Accanto agli scopi generali, vengono delineati gli obiettivi ambientali determinati per ogni tipologia di corpo idrico: elemento comune è la salvaguardia degli stessi mediante l'applicazione delle misure necessarie al raggiungimento del buono stato ambientale-ecologico, ossia la capacità del corpo idrico di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di sostentamento delle comunità animali e vegetali (WFD, 2000).

Per ogni bacino è previsto un programma di misure, tra di esse si annoverano quelle di base e quelle supplementari a complemento delle prime. Sono misure di base: l'attuazione della normativa comunitaria, un impiego

efficiente e sostenibile dell'acqua, il rispetto del livello di depurazione necessaria per la produzione di acqua potabile, le misure di controllo per l'estrazione delle acque dolci superficiali, l'obbligo di una disciplina di autorizzazione preventiva o di registrazione in materia di scarichi. Vengono, inoltre, determinate le strategie per combattere l'inquinamento idrico sia che venga prodotto da singoli inquinanti sia da gruppi di inquinanti. Per la loro applicazione è necessario mirare, in primo luogo, alla progressiva riduzione delle cosiddette sostanze pericolose prioritarie, ossia quegli elementi che presentino un rischio rilevante per l'ambiente acquatico. La priorità si determina in base ad una valutazione dei rischi incentrata sulla determinazione dell'ecotossicità acquatica e della tossicità per le persone attraverso l'ambiente medesimo (WFD, 2000).

1.4. Aggiornamenti alla WFD: Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC

Con l'istituzione della Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC si porta avanti il discorso della protezione e conservazione dell'ambiente marino utilizzando un approccio integrato. La Marine Strategy riconosce il principio di precauzione e richiede un approccio basato sull'ecosistema per la gestione delle attività umane in modo da minimizzarne l'impatto sugli ecosistemi marini. In base ad essa vengono i criteri e le metodologie per il conseguimento ed il monitoraggio del buon stato ecologico, basandosi su 11 descrittori (MSFD, 2008):

- Descrittore 1: Diversità Biologica
- Descrittore 2: Specie non-indigene
- Descrittore 3: Popolazione di specie commerciali
- Descrittore 4: Elementi di reti trofiche marine
- Descrittore 5: Eutrofizzazione
- Descrittore 6: Integrità del fondale
- Descrittore 7: Alterazione delle condizioni idrografiche
- Descrittore 8: Contaminanti
- Descrittore 9: Contaminanti in pesci e specie per il consumo umano
- Descrittore 10: Rifiuti in mare
- Descrittore 11: Introduzione di energia, incluso il rumore sottomarino

In pratica tale direttiva istituisce un quadro all'interno del quale gli Stati Membri dell'Unione Europea pianificano ed adottano le misure necessarie per conseguire o mantenere un buono stato ecologico dell'ambiente marino entro il 2020 (MSFD, 2008), rivelandosi un pilastro per la gestione integrata della zona litorale.

1.5. La normativa ambientale italiana in materia di tutela delle acque

L'attività *legislativa* italiana in materia ambientale inizia negli anni '30-'60 quando i concetti di ambiente e di inquinamento non hanno una rilevanza conclamata e la loro tutela viene considerata solo in virtù di ulteriori scopi da perseguire. Tipico esempio è la legge sulla pesca del 1931, nella quale si stabilisce il divieto di scaricare nelle acque materie atte a stordire o uccidere i pesci: è evidente che ciò che si vuole proteggere non è la purezza delle acque, ma l'ittiofauna e la possibilità di esercitare la pesca ovvero un'attività commerciale umana.

Nel 1966 viene emanata la prima legge contro l'inquinamento che si occupa, in particolare, dell'inquinamento atmosferico provocato dalle industrie e dal traffico. Si muovono i primi passi sul piano europeo con la nascita di numerose norme.

Nel 1976 viene emanata la prima legge sulla tutela delle acque, la cosiddetta Legge Merli. Storicamente prima legge italiana sull'inquinamento idrico, ha sostituito la precedente normativa, estremamente dispersiva tra le leggi in materia di igiene e sanità, pesca, acque e impianti elettrici e miniere. Solo nel 1982 si pensa ad emanare delle disposizioni mirate alla difesa del mare (Legge 31 dicembre 1982, n. 979) attraverso un pronto intervento per salvaguardare le coste dagli inquinamenti causati da incidenti.

Ancora, nel 1986 nasce il Ministero dell'Ambiente (L. 349/1986) con cui si adottano norme in materia di danno ambientale.

Finalmente nel 1991 si arriva alla legge quadro sull'istituzione delle aree marine protette (L. 394/1991).

Nel 1999 si giunge al D.lgs 152/1999 sull'inquinamento idrico.

Lo sviluppo della legislazione ambientale è lento e difficoltoso nel corso del tempo. Una volta sancito il valore dell'ambiente in quanto risorsa, si afferma

il giudizio per cui il miglioramento della salubrità dell'ecosistema sia un dovere dell'uomo e della società tutta.

Il D.lgs 152 dell'11 maggio 1999, recante disposizioni sulla tutela delle acque superficiali, sotterranee e marine dall'inquinamento, ha riordinato l'intera normativa del settore idrico, *in primis* abrogando la Legge Merli e la Legge Merli-bis, pur facendone salvi gli effetti finanziari; *in secundis* modificando ed integrando il Testo Unico delle Acque ed ancora recependo le direttive 91/271/CE22 e 91/676/CE23, rispettivamente in materia di tutela delle acque reflue e di tutela da inquinamento proveniente da fonti agricole.

Il D.lgs 152/99 non si limita a considerare solamente i fattori inquinanti e ciò che li determina ma è una legislazione di azione e di prevenzione. Tuttavia le immissioni di rifiuti sono tollerate se occasionali e comunque rispettose dei valori limite.

La *ratio* sottesa al regime "autorizzatorio" è quella di mettere la Pubblica Amministrazione in condizione di conoscere la quantità di scarichi esistenti per impostare una corretta politica del territorio e poter coordinare al meglio tale politica con i valori limite agli scarichi fissati dallo Stato. L'autorizzazione agli scarichi, infatti, non è più fondata sulla semplice richiesta bensì sul suo effettivo possesso. Tale innovazione viene inserita dal D.lgs 258/2000, che introduce nel nostro panorama legislativo delle disposizioni correttive ed integrative in materia di tutela delle acque dall'inquinamento. Vengono delineate più specificatamente le sanzioni da applicare, sia penali sia amministrative, in caso di violazioni dei limiti scarico e, in ordine al regime autorizzatorio, si precisa che per lo scarico delle acque reflue industriali (art. 20), la domanda dovrà indicare la capacità di produzione del singolo stabilimento, ovvero la produzione, trasformazione o utilizzazione di tali sostanze nello scarico ed il fabbisogno orario di acque per ogni specifico processo produttivo.

L'emanazione della Direttiva 2000/60/CE si inserisce nel quadro normativo strutturatosi, nel nostro sistema, con il D.lgs 152/1999 e le sue successive modifiche fino all'istituzione del Testo Unico Ambientale (D.Lgs.

152/2006) che riunisce tutte le norme in materia Ambientale istituite fino ad oggi. Queste si basano sugli stessi concetti e sugli stessi principi generali e lo scopo prefissato è quello di istituire, a livello nazionale ed europeo, una politica sostenibile di lungo termine per l'uso e la protezione delle acque interne, delle acque di transizione e di quelle marino-costiere.

Alla luce di tutto quanto esposto, si può affermare che l'evoluzione della politica in materia di tutela delle acque ha permesso di avere come obiettivo finale quello di salvaguardare l'intero sistema acquatico.

L'acqua è diventata così un *bene essenziale* per la sicurezza delle nostre comunità e della società. Per questa ragione la proprietà, il controllo e la gestione delle risorse idriche devono far parte dei compiti propri dello Stato.

1.6. Pressione antropica e impatti

In Europa, negli ultimi 50 anni, il passo e la scala dello sviluppo tecnologico hanno portato all'aumento della perdita, della degradazione e della frammentazione degli habitats (EEA, 1999). Le attività umane globali hanno aumentato il tasso di estinzione delle specie di 50-1000 volte rispetto a quello naturale (EEA, 1999). Accanto al declino della diversità specifica, va considerato anche il declino della diversità genetica, che può comportare la scomparsa di preziosi incroci generazionali. Le cause principali della perdita di biodiversità sono ben conosciute; quella principale, come già accennato, è la distruzione, la degradazione e la frammentazione degli habitats e l'intensificazione dei sistemi di produzione (ad esempio la perdita delle foreste a vantaggio dell'agricoltura). Altre pressioni includono il sovra-sfruttamento, come i livelli insostenibili di pesca, la diffusione delle specie aliene e l'inquinamento. Queste pressioni dirette sono la manifestazione di altre forze quali la crescita demografica (maggiore richiesta di energia e risorse), lo sviluppo economico, che non possono essere scissi dall'impatto ambientale. Il vero problema è che molto spesso le singole pressioni non agiscono da sole ma in combinazione, complicando ulteriormente le azioni utili alla conservazione e all'uso sostenibile della biodiversità (EEA, 2005).

Per la loro vastità i mari e gli oceani sono sempre stati considerati un enorme serbatoio senza fine, in cui poter scaricare senza gravi danni qualunque cosa; infatti, è noto che l'ecosistema marino, come tutti gli altri ecosistemi, presenta la caratteristica nota come *resilienza*, che permette di ritornare allo stato iniziale dopo un evento perturbante attraverso l'*autodepurazione*, capacità attraverso cui si favoriscono i fenomeni di diluizione, dispersione e degradazione delle sostanze introdotte in mare. Tale caratteristica è influenzata da diversi parametri tra cui idrodinamismo, tenore di ossigeno, pH. Tra questi è molto importante l'idrodinamismo soprattutto in acque costiere poiché consente il

rimescolamento degli inquinanti e gli scambi aria-acqua e quindi facilita l'ossidazione di questi ultimi. Anche il pH marino, più alcalino delle acque reflue, è importante perché permette la precipitazione dei metalli; purtroppo in questo caso l'autodepurazione è solo apparente giacché l'inquinante è solo trasferito dalla colonna d'acqua ai sedimenti. Forse un centinaio di anni fa l'autodepurazione era in grado di compensare lo sversamento di inquinanti in mare ma con l'industrializzazione e la popolazione raggiunte al giorno d'oggi non è più possibile ammettere ciò (Valiante, 2003). Oggi sappiamo che sono in realtà ecosistemi in delicato equilibrio che rischiano di essere compromessi e che risentono di quelle forme di inquinamento comunemente chiamate "globali". Gli sconvolgimenti a livello climatico ne sono un esempio. L'incremento dell'effetto serra ed il conseguente aumento della temperatura media dell'aria hanno avuto tra i primi effetti quello di riscaldare le masse d'acqua oceaniche. Le conseguenze di questo fenomeno sono numerose ed in gran parte ancora imprevedibili (Cognetti et al., 1992).

Se è vero che la vastità degli oceani riesce a far fronte ad eventuali effetti negativi, le acque marine (limitate, meno profonde e con meno ricambio) possono subire danni anche maggiori. Un cenno particolare meritano le acque marine costiere, in quanto sono quelle più influenzate dall'antropizzazione.

I sempre più frequenti fenomeni di eutrofizzazione che si verificano ad esempio sulle coste del Mediterraneo, sono diretta conseguenza dell'apporto di sostanze inquinanti da parte dei fiumi che sfociano in mare. A questo si aggiunge lo sversamento diretto (accidentale o abusivo) di sostanze nocive per gli ecosistemi acquatici, che possono portare alla rovina o alla perdita di interi habitat, e che possono essere effettuati direttamente in mare o nei fiumi che poi giungono al mare. Legato ai fiumi è anche il discorso dell'erosione delle coste: la diminuzione dell'apporto di detriti (sabbia, piccoli pezzi di roccia, etc.), da parte dei fiumi, alla foce è tra le maggiori cause dei fenomeni di erosione delle coste.

Non è difficile intuire che l'ecosistema acquatico è un sistema dinamico molto complesso, le cui proprietà chimiche, fisiche e biologiche variano continuamente a causa di fenomeni naturali o artificiali.

Sono state date varie definizioni di inquinamento, qui di seguito ne sono citate due; tuttavia si può facilmente notare come esse siano abbastanza simili tra loro.

Per inquinamento in generale, e in particolare quello marino, si intende qualsiasi immissione, diretta o indiretta, di sostanze e/o energie nell'ambiente che provocano un cambiamento dell'ambiente stesso rispetto alle condizioni d'origine e che comporta un danno alle risorse biologiche, alla qualità delle acque nonché alla salute umana (Cognetti et al., 1992).

Amendola et al. (2006) affermano che l'inquinamento dell'acqua può essere definito come una qualsiasi alterazione della qualità chimica, fisica, biologica o microbiologica dell'acqua che provoca un deprezzamento inaccettabile ai fini degli usi normali o della conservazione dell'ambiente.

Tuttavia è da intendere l'inquinamento come alterazione provocata dall'uomo e dalle sue attività; infatti, esistono alterazioni in natura che non dipendono dall'attività umana come ad esempio: la presenza di mercurio in acque che hanno dilavato terreni ricchi di questo elemento, lo stato atossico determinato dall'accumulo di sostanze vegetali in zone a scarso ricambio oppure l'aumento della temperatura in aree interessate da fenomeni vulcanici e così via.

Queste alterazioni naturali influenzano sicuramente le comunità biologiche le quali sono portate ad adattarsi per convivere in tali ambienti meno favorevoli e proprio grazie a questi adattamenti è possibile capire se un ambiente "normale" va incontro ad un certo tipo di alterazione monitorando il comportamento o meglio l'ecologia, delle comunità biologiche, utilizzandole come bioindicatori (Cognetti et al., 1992).

1.7. Indicatori biologici

Le condizioni ambientali delle acque della fascia costiera possono cambiare facilmente in seguito a numerosi fattori di disturbo che possono provocare modifiche nella struttura e nel funzionamento delle comunità.

Gli organismi vegetali ed animali bentonici, cioè che vivono sul fondo del mare, non possono sottrarsi ad un'acqua non idonea alle loro esigenze ed alla loro vita, e quindi integrano durante tutta la loro vita la qualità media o le condizioni estreme delle acque in cui vivono. Se si tratta di specie molto sensibili all'inquinamento, la loro presenza prova che la qualità dell'acqua è molto buona; viceversa se si tratta di specie tolleranti all'inquinamento, la loro abbondanza sarà indice della cattiva qualità delle acque (Pergent, 1991).

Questi animali o vegetali la cui presenza o assenza informa sulla qualità dell'acqua sono chiamati *indicatori biologici*. Essi possono essere utilizzati per la rilevazione di un tipo di inquinamento presente direttamente nell'ambiente, oppure per la valutazione degli effetti di un determinato inquinante.

Nel lavoro di Blandin (1986) sono citate diverse definizioni riguardanti la biovalutazione, cioè l'analisi ambientale basata su specie o gruppi di specie.

In particolare, si definisce un **indicatore biologico**, o **bioindicatore**, come un organismo o un gruppo di organismi che, in riferimento a delle variabili biochimiche, citologiche, fisiologiche, etologiche o ecologiche, permette in modo pratico e sicuro di caratterizzare lo stato di un ecosistema e di mettere in evidenza più precocemente possibile le loro modificazioni, naturali o provocate. In particolare gli **indicatori ecologici** corrispondono a una popolazione o un insieme di popolazioni che attraverso caratteristiche qualitative e/o quantitative testimoniano lo stato di un sistema ecologico e che attraverso le variazioni delle sue caratteristiche, permette di individuare eventuali modificazioni di questo sistema.

Una **specie** è detta **indicatrice**, invece, quando la sua presenza o la sua abbondanza porta una o alcune informazioni sull'ambiente in cui vive. Le variabili possono essere anche di tipo demografico e in questo caso essa rientra negli indicatori ecologici (Blandin, 1986). In Figura 2 si riportano i differenti tipi di bioindicatori.

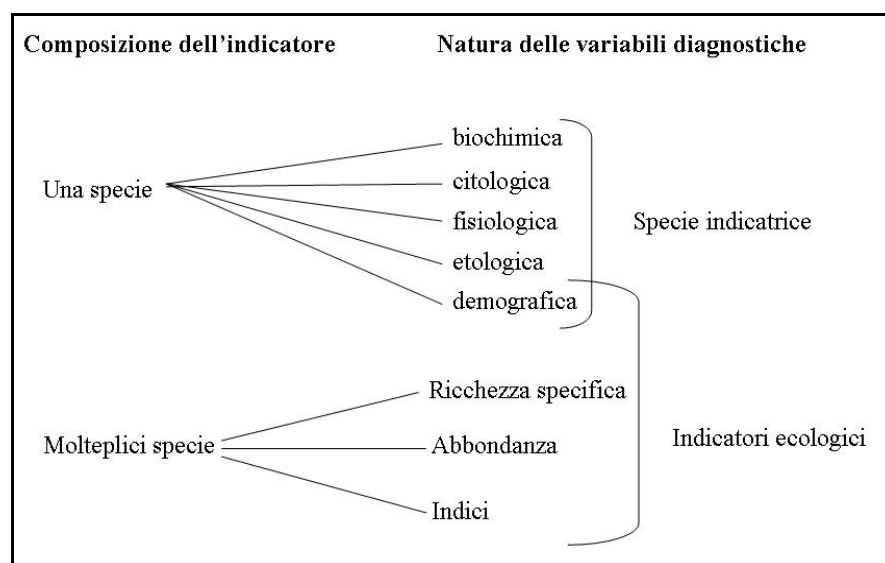


Figura 2. Differenti tipi di indicatori biologici secondo Blandin (1986).

Dalla presenza/assenza di determinate specie, quindi, è possibile definire l'entità del fenomeno e identificare, in alcuni casi, un determinato tipo di alterazione ambientale. Ad esempio la presenza nelle acque del batterio *Escherichia coli*, elemento caratterizzante la flora batterica dell'intestino umano, serve a rilevare un inquinamento di natura cloacale. *Mytilus galloprovincialis* (cozza comune), presente nell'orizzonte superiore dell'infralitorale di substrato duro, è utilizzato come "organismo sentinella" delle condizioni di inquinamento grazie alla sua capacità di concentrare, per filtrazione, le particelle in sospensione nella colonna d'acqua e, di conseguenza, anche gli inquinanti. Molti altri molluschi bivalvi filtratori permettono di rilevare un inquinamento da metalli pesanti, grazie al fatto che concentrano nei loro tessuti notevoli quantità di questi elementi.

L'uso degli indicatori biologici nel monitoraggio ambientale permette di superare molte difficoltà relative al rilevamento diretto degli inquinanti nei campioni d'acqua, il cui prelievo deve essere effettuato periodicamente. Gli indicatori biologici pertanto, sia a livello di singoli organismi che di popolazioni, sono lo specchio fedele delle alterazioni apportate nel tempo in una determinata area anche quando tali modificazioni non siano più rilevabili con le analisi fisico-chimiche delle acque (Cognetti et al., 1992; Della Croce et al., 1997).

Inoltre la presenza di inquinanti determina un cambiamento nella struttura delle comunità; ciò significa che si avrà la scomparsa di alcune specie più sensibili e la predominanza di altre più tolleranti. I danni di un inquinante su di un organismo possono manifestarsi a diversi livelli come ad esempio a livello morfologico, di accrescimento, riproduttivo oppure citogenetico, quindi è possibile quantificare il livello biologicamente disponibile di un inquinante presente nell'ecosistema. A differenza delle indagini chimico-fisiche su matrice acquosa, che devono essere ripetute numerose, volte nel tempo e ad intervalli abbastanza ravvicinati, a causa dei continui movimenti delle masse d'acqua e dell'arresto o dell'incremento degli scarichi, l'utilizzo di bioindicatori soprattutto bentonici, facilita notevolmente le operazioni di campionamento con un conseguente risparmio sia economico che di tempo (Cognetti et al., 1992).

Tra i vegetali, sia macroalghe che fanerogame possono essere considerati buoni bioindicatori in quanto sensibili ai disturbi antropici nelle acque costiere.

Scarichi industriali ed urbani, insieme a eccessiva sedimentazione e inquinanti sono considerati la causa della scomparsa, negli ultimi 30 anni, della frangia a *Cystoseira* un'alga bruna (Ballesteros et al., 1998; Thibaut et al., 2005). Questa scomparsa sembra parallela ad un incremento di forme algali di piccole dimensioni (Airoldi et al., 1995), invasive ed opportunistiche (Sousa et al., 1981). Per questi motivi tra le alghe *Cystoseira* è considerata una specie indicatrice la cui dominanza spicca nelle zone "pristine" (Ballesteros et al., 2007).

Anche le fanerogame sono sensibili alle alterazioni ambientali e la perdita di estese aree vegetate ne è la prova e al contempo un problema a scala globale (Green and Short, 2003; Waycott et al., 2009).

La proliferazione di strutture costiere (es. porti, barriere, pennelli ecc.) nell'ultimo secolo, modificando la morfologia della costa hanno causato cambiamenti nei regimi idrodinamici con effetti sulle praterie sommerse (Vecchi et al., 2010)

1.8. *Posidonia oceanica*: aspetti morfologici e biologici

La specie *Posidonia oceanica* (L.) Delile è una fanerogama endemica del Mediterraneo appartenente alla famiglia delle Potamogetonaceae. Tale pianta forma raggruppamenti monospecifici chiamati *praterie* che ricoprono più del 2% della superficie sommersa del Mediterraneo, vale a dire circa 20000 miglia quadrate, da Gibilterra alla Turchia e dalle coste settentrionali dell’Africa all’Adriatico, occupando la piattaforma continentale dalla zona più superficiale fino ai 30-40 metri di profondità (Pergent, 1987).



Figura 3. Distribuzione spaziale del genere *Posidonia* (da Van der Ben, 1971)

Tuttavia *Posidonia oceanica* non è la sola specie del genere *Posidonia*; infatti, nell'emisfero australe sono presenti 8 specie congeneriche (*P. angustifolia*, *P. australis*, *P. coriacea*, *P. denhartogii*, *P. kirkemannii*, *P. ostenfeldii*, *P. robertsonae*, *P. sinuosa*) (Kuo & Hartog, 2001) e per tale motivo si dice che il genere *Posidonia* abbia una distribuzione “bipolare” (Figura 3). Essendo una pianta superiore, *Posidonia oceanica* è costituita da radici, rizomi e

foglie, organi ben differenziati deputati ognuno ad una funzione specifica (Figura 4).

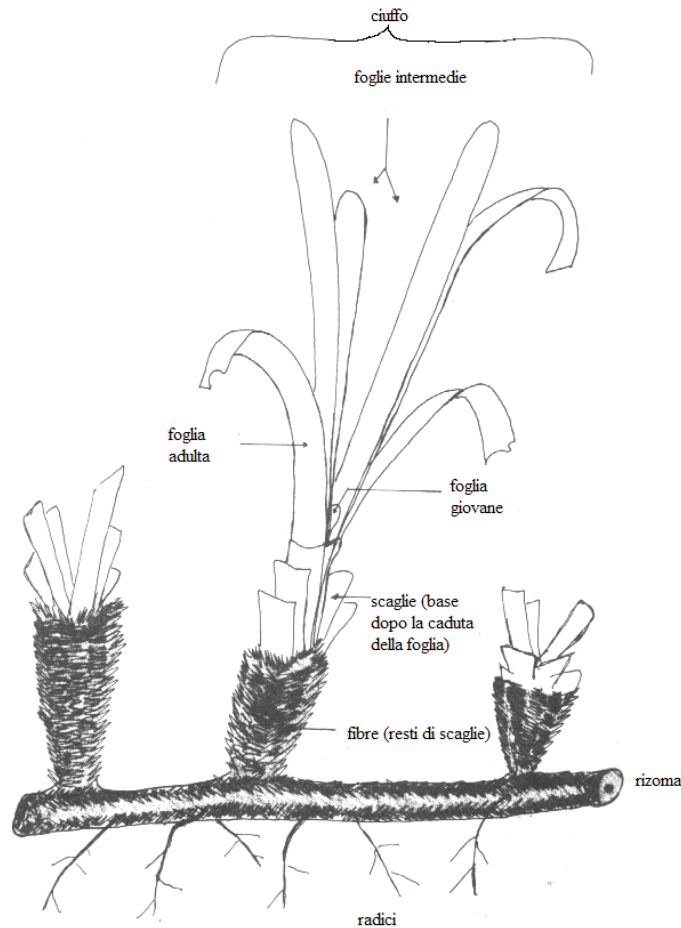


Figura 4. *Posidonia oceanica*: struttura (da Panayotidis, 1980)

Le radici servono ad ancorare la pianta al substrato oltre che assorbire sali nutritivi dal sedimento inviandoli poi alle foglie tramite il tessuto vascolare del rizoma. Il rizoma coopera al fissaggio della pianta ed è deputato anche ad immagazzinare riserve nutritive; esso può accrescersi sia in senso orizzontale (rizoma plagiotropo) sia in senso verticale (rizoma ortotropo) (Molinier e Picard, 1952) a differenza delle altre fanerogame marine, il cui rizoma può accrescersi solo orizzontalmente. Tale capacità le permette, quindi, di adattarsi alle diverse condizioni ambientali adottando l'una o l'altra strategia di crescita (Caye, 1980).

I due processi di crescita, verticale e orizzontale, sono legati l'uno all'altro dallo spazio da colonizzare a disposizione. La crescita verticale consente alla pianta di sfruttare la luce e di contrastare il progressivo insabbiamento dovuto alla continua sedimentazione del detrito (Boudouresque et al., 1984); inoltre in seno alle praterie dense e molto dense, un rizoma non può svilupparsi che nel piano verticale essendo circondato da altri rizomi che limitano il suo spazio; invece in praterie meno dense, cioè a partire circa dal III stadio di densità, così come alla periferia di tutte le praterie, i rizomi non incontrano ostacoli per colonizzare lo spazio vuoto attorno ad essi: la crescita è sul piano orizzontale (Cooper, 1976). Inoltre un rizoma ortotropo può diventare plagiotropo e viceversa ampliando la risposta alle condizioni ambientali (Caye, 1980). I due tipi di accrescimento sono all'origine della formazione delle cosiddette *mattes*.

Le *mattes* sono composte quindi da sedimenti compattati e legati da una matrice vegetale di rizomi e radici morti e la sua crescita è di circa un metro per secolo (Boudouresque e Meinesz, 1982). Solo nella parte più superficiale i rizomi sono vivi, vale a dire fino a circa 0,7m all'interno della matre (secondo Francour, 1985) (Boudouresque et al., 1986). Lo spessore totale della matre dipende dal tempo trascorso dall'insediamento di *Posidonia oceanica*, così come dalla quantità di sedimento trasportato dalle correnti, creando diverse modalità di evoluzione della *mattes* in risposta alle condizioni meteo-marine locali:

Attraverso i rizomi, sia ortotropi che plagiotropi, le singole piante possono unirsi le une alle altre con i loro apparati radicali, creando degli stoloni molto lunghi di cui è difficile identificarne l'individuo di appartenenza e, di conseguenza, le singole unità. Generalmente un'unità vegetativa corrisponde a numerosi rizomi la cui lunghezza può raggiungere il metro. Tuttavia è stato dimostrato con traccianti radioattivi che esiste una continuità fisiologica anche tra ciuffi distanti qualche metro, permettendo di evidenziare la complessità strutturale che viene raggiunta con la riproduzione vegetativa (Libes e Boudouresque, 1983).

Lungo il rizoma si dipartono ciuffi formati mediamente da 4-8 foglie (Panayotidis & Giraud, 1981). Le foglie, nastriformi e con apice arrotondato, sono larghe in media circa 1cm con una lunghezza che può superare i 140 cm (Giraud, 1979) in dipendenza del momento del ciclo vegetativo ed al periodo dell'anno in cui si formano (Zupo et al., 1997). Le foglie sono l'organo capace di effettuare la fotosintesi clorofilliana, il processo fondamentale con cui biossido di carbonio e sali minerali, con l'ausilio della luce, vengono convertiti in nuova materia organica. All'interno del fascio le foglie sono disposte tipicamente a ventaglio presentando fillotassi distica, ciò vale a dire che, le giovani foglioline in alternanza, germogliano da un lato e dall'altro dell'asse centrale del fascio, in modo che le più vecchie si trovano all'esterno mentre quelle più giovani occupano le posizioni più interne. Quindi le foglie si allungano per formazione di nuovo tessuto dal meristema basale situato alla sommità del rizoma.

In tal modo l'apice viene ad essere la parte più vecchia della lamina fogliare e dunque quella che per prima va incontro ai fenomeni di degenerazione, i quali si manifestano con una colorazione bruna e la successiva erosione dell'apice (Grenier, 1860).

Possono essere distinte 3 tipi di foglie: le foglie adulte che presentano la ligula; le foglie intermedie, foglie lunghe più di 5 cm e non presentano guaina basale né ligula e le foglie giovanili che misurano meno di 5 cm (Figura 5; Giraud, 1979).

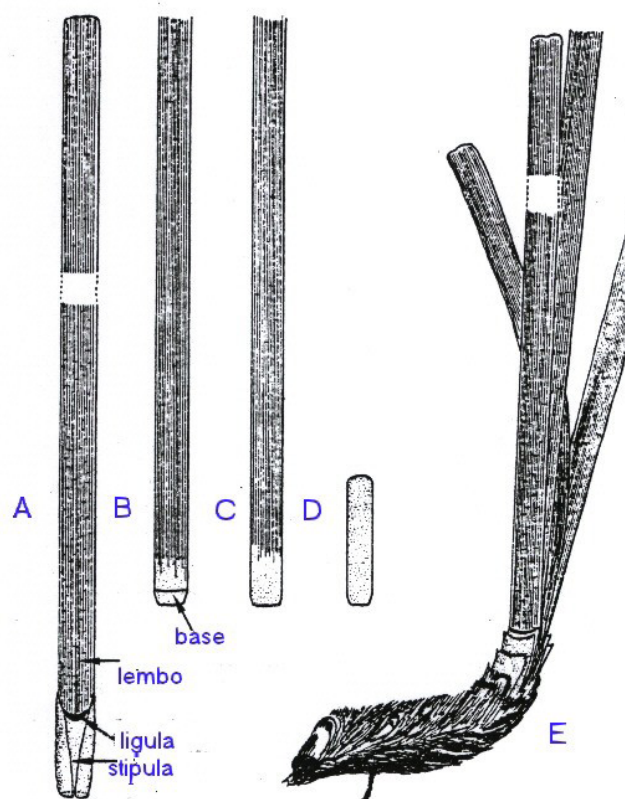


Figura 5. Foglie adulte in cui si distingue la base, delimitata dalla ligula (A e B); foglia intermedia (C); foglia giovane (D); fascio di *Posidonia* (E).

Nel caso di una foglia adulta (più esterna) si trova alla sua base una guaina (che darà origine alla scaglia) separata dal lembo fogliare dalla ligula, una struttura anatomica curvata ad arco (Mazzella et al., 1986). La guaina, di colore biancastro, a volte verde chiaro, vicino la ligula (Giraud, 1977), è costituita da una parte appiattita con due sottili labbra laterali (dette stipule), più larghe alla base rispetto alla sommità, che avvolgono le guaine e le basi delle foglie più giovani.

La parte appiattita è molto più solida del lembo fogliare, differenza che deriva dall'esistenza, nella guaina, di numerosi cordoni fibrosi che, dal lato basale, si prolungano nel rizoma mentre verso il lato apicale terminano all'inserzione del lembo. E' per questa ragione che quest'ultimo si stacca

abbastanza facilmente a livello della ligula, lasciando la guaina persistere per un certo periodo di tempo per poi ridursi progressivamente alle sue fibre (Emberger 1960).

A differenza della guaina, il lembo fogliare è molto flessibile e presenta in genere 13 nervature parallele (a volte 15 o 17), unite tra loro da numerose nervature trasversali che si vedono anche ad occhio nudo (Figura 6), poiché esse sono bordate da numerose cellule di colore bruno, contenenti dei tannini, cioè composti fenolici che legandosi ai tessuti vegetali li rendono difficilmente digeribili (Raven et al., 2002).

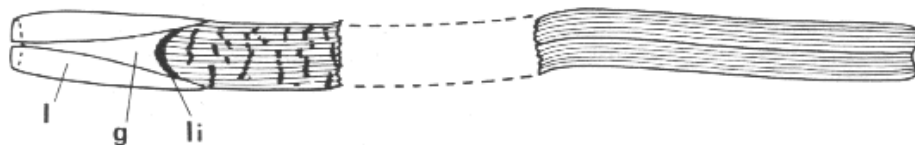


Figura 6. Foglia adulta di *P. oceanica*. Guaina (g) con le stipule (l) e ligula (li) (da Van der Ben, 1971). Da notare le nervature trasversali più scure

Ciascun fascio è molto compatto alla base, tanto che le guaine si toccano su tutta la loro lunghezza e solo ad alcuni centimetri dalla base esso si apre a ventaglio.

Le foglie più giovani si trovano al centro del fascio: esse sono molli, sottili, e la loro guaina è per nulla sviluppata. Esaminandole si nota che è il lembo a formarsi per primo accrescendosi dalla sua base. La guaina si sviluppa più tardi e, da poco resistente, essa aumenta di consistenza man mano che diventa più esterna, in seguito al disfacimento di quelle più anziane (Emberger, 1960).

Si assiste quindi ad un duplice gradiente di età: quello verticale (lungo l'asse fogliare) e quello orizzontale (all'interno del ciuffo) (Mazzella et al., 1992, Casola et al., 1987). Il fascio va così rinnovandosi dall'interno verso l'esterno con uno sviluppo massimo in primavera. Sebbene la nascita e la caduta delle foglie avvenga durante tutto l'anno, il tasso di accrescimento diminuisce durante la stagione estiva, quando le foglie sono più lunghe, ricoperte da epifiti e

cominciano a manifestare un maggiore tasso di senescenza, attraverso la presenza di tessuto bruno, fotosinteticamente inattivo (Buia et al., 1992). Le foglie al culmine della senescenza si staccano prevalentemente in autunno (Romero et al., 1992; Chessa et al., 2000). Le foglie staccate possono decomporsi all'interno della prateria oppure venire trasportate dalle correnti in altri ecosistemi o ammassate su spiagge sabbiose con lieve pendenza, formando le banquettes (Boudouresque & Meinesz, 1982). Le banquettes vengono solitamente rimosse per motivi estetici (Mateo et al., 2003; Guala et al., 2006), anche se la loro importanza ecologica è stata riconosciuta, soprattutto nel contenimento dei processi erosivi della linea di costa (Romero et al., 1992; Chessa et al., 2000; Mateo et al., 2003; Guala et al., 2006).

Posidonia oceanica possiede sia una riproduzione vegetativa sia una riproduzione sessuata. La prima avviene grazie al processo di *stolonizzazione*, per cui si originano, da un rizoma plagiotropo, altri rizomi plagiotropi o ortotropi recanti ciuffi di foglie; la seconda avviene con la formazione di fiori e frutti (Den Hartog, 1970).

A differenza delle altre Monocotiledoni i fiori di *P. oceanica* presentano un calice con sepali e petali non ben sviluppati ma molto ridotti; i fiori sono ermafroditi presentando, quindi, una parte maschile (stami), contenente il polline, che circonda quella femminile (carpello), la quale contiene la cellula uovo cui il polline ha accesso tramite gli stimmi (Figura 7).

I fiori sono raggruppati in particolari infiorescenze, sostenute da uno stelo che spunta dal centro del ciuffo, che sono avvolte, per tutta la loro lunghezza, da brattee fiorali (Germain de Saint Pierre, 1860; Caye e Meinesz, 1984).

Nelle praterie superficiali (fino circa 15 m di profondità) si vedono fiori nei mesi di settembre-ottobre e nel tardo autunno si possono osservare i fiori fecondati (Mazzella et al., 1984; Mazzella e Buia 1991). La maturazione dei frutti che ne derivano è poi raggiunta nei mesi di marzo-aprile. A differenza di quelle superficiali, nelle praterie profonde il processo riproduttivo sessuale

avviene con circa due mesi di ritardo (Mazzella et al., 1983; Mazzella e Buia 1991).

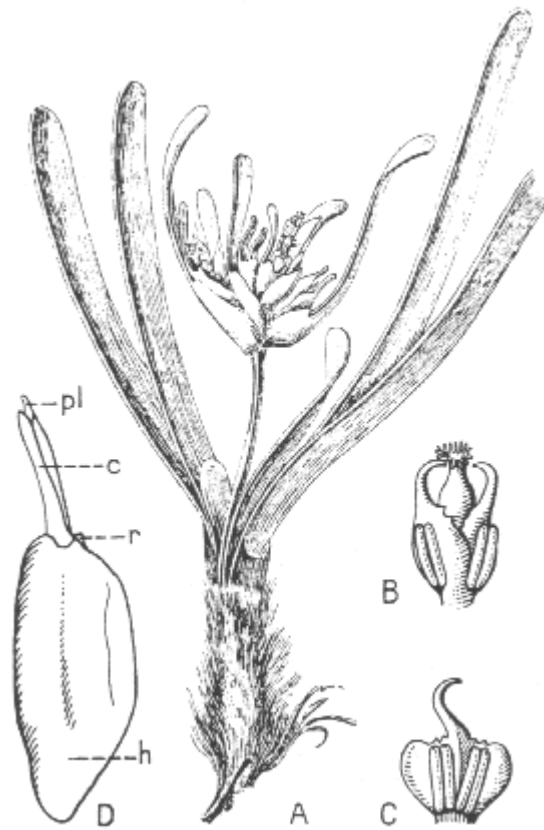


Figura 7. *Posidonia oceanica*. A: pianta in fiore. B: fiore. C: stamo. D: germinazione (r, radice; h, ipocotile; c, cotiledone; pl, gemma).(da Van der Ben, 1971)

Nonostante si conoscano i processi, ancora oggi non sono bene definiti i fattori e i meccanismi che spingono la *Posidonia oceanica* a preferire la stolonizzazione alla riproduzione sessuale, o viceversa in alcuni periodi, e neanche i fenomeni che fanno avvenire la fioritura ma senza che essa termini con la fruttificazione (Caye e Meinesz, 1984), anche se alcuni Autori hanno seguito praterie in cui la fioritura non è un fenomeno così raro come sembra (Boudouresque e Meinesz, 1982; Thelin e Boudouresque, 1985).

Il frutto della *Posidonia oceanica*, detto comunemente “oliva di mare” (Figura 8) a causa delle sue dimensioni e del suo aspetto, una volta giunto a maturazione si stacca dalla pianta e galleggia sulla superficie del mare grazie alla

presenza del suo pericarpo poroso e ricco di sostanze oleose; il vento e le onde provvedono al suo allontanamento, anche notevole, dalla prateria di origine.



Figura 8. Peduncolo florale con due frutti; gli altri fiori hanno abortito (da Boudoudersque e Meinesz, 1982)

Solo quando il pericarpo si apre il frutto cade sul fondo dove, solo se trova le condizioni idonee, può germinare dando origine ad una nuova piantina e, a lungo termine, ad una nuova prateria.

Tuttavia la germinazione dà origine solo ad un piccolo numero di individui, rendendo la riproduzione vegetativa la modalità principale di riproduzione della specie (Borum & Greve, 2004; Balestri & Cinelli, 2003; Marbà et al., 2004; Procaccini et al., 2007).

La fioritura e la fruttificazione di *P. oceanica* sono sempre state considerate eventi piuttosto rari, soprattutto nella porzione settentrionale del Mediterraneo (Molinier e Picard, 1952; Mazzella e Buia, 1991; Piazzì et al., 1999) Negli ultimi decenni studi lepidocronologici hanno invece evidenziato un aumento di fioriture in tutto il bacino del Mediterraneo (Balestri et al., 1998a;

Balestri et al., 2008; Giraud, 1977; Mazzella et al., 1983, 1984; Tommasello et al., 1994; Buia et al., 2005). L'ipotesi più accreditata, che spiegherebbe tale cambiamento, risiede nella risposta della pianta ad andamenti termici al di sopra della norma (Buia et al., 2002; Diaz-Almea et al., 2007). Tuttavia è risaputo come altri fattori quali il fotoperiodo e l'apporto di nutrienti possano incidere sulla riproduzione sessuata delle fanerogame (De Cock, 1981; Mc Millan, 1978).

Posidonia oceanica mostra un'ampiezza ecologica abbastanza ridotta. Innanzitutto questa specie esige acque trasparenti o non tollera che torbidità temporanee. In acque molto trasparenti può prosperare anche a più di 50m di profondità (Ollivier, 1929). Inoltre essa si sviluppa solo in acque marine e risulta molto sensibile alle variazioni di salinità; si tratta, infatti, di una specie stenoalina che scompare in prossimità degli sbocchi fluviali ed è assente nelle aree salmastre ad eccezione del mar di Marmara (Meinesz et al., 2009). La specie sembra tollerare maggiormente la salinità più alta da 39 a 44‰ mentre deperisce immediatamente in presenza di una salinità relativamente bassa intorno a 33‰ (Boudouresque et al., 2006). Un'ulteriore minaccia per le praterie a *Posidonia oceanica* e per le comunità bentoniche stenoaline in generale è, infatti, rappresentata dalla sempre più diffusa pratica di dissalare l'acqua di mare (in particolare in Spagna) mediante osmosi inversa e attraverso l'uso di sostanze chimiche che purificano l'acqua prima del passaggio attraverso le membrane. L'impatto è causato sia dalle sostanze chimiche usate per purificare l'acqua sia dallo strato di acqua ipersalata che ritorna al mare (Fèrnandez-Torquemada et al., 2005; Gacia et al., 2007; Sàncchez-lizaso et al., 2008; Palomar e Losada, 2010). *P. oceanica* può crescere ad una temperatura compresa tra i 10 e i 28°C; al di sotto e al di sopra di tali temperature è stata raramente ritrovata. L'assenza di *P. oceanica* dalle coste levantine (Mediterraneo orientale) e la sua rarità sulle coste dell'Adriatico settentrionale sono probabilmente da imputare rispettivamente alle temperature estive e invernali. L'aumento della temperatura nell'intero Bacino Mediterraneo (Salat e Pascual, 2002) potrebbe portare a effetti negativi alle praterie in particolare di quelle profonde (Mayot et al., 2005).

La pianta può crescere su sedimenti di diversa granulometria ma anche su substrati rocciosi e duri, anche se risultano più frequenti e diffuse le praterie su sabbia.

Le praterie di *P. oceanica* sono considerate il luogo con maggiore biomassa e produttività del Mediterraneo (Buia et al., 1992; Boudouresque et al., 1984; Ott., 1980; Wittman 1984). La grande quantità di sostanza organica prodotta costituisce una fonte di cibo diretta e indiretta per numerosi organismi ed è il punto di partenza di una complessa rete trofica (Mazzella et al., 1992; Mazzella e Zupo, 1995), che coinvolge sia la catena del detrito (con le foglie morte) che quella del pascolo (Figura 9).



Figura 9. Schematizzazione del sistema Posidonia.

In effetti, solo poche specie animali (l'echinoderma *Paracentrotus lividus*, lo sparide *Sarpa salpa* e l'isopode *Idotea hectica*), utilizzano direttamente i tessuti verdi della fanerogama per la presenza di acido cicorico e l'alto contenuto di cellulosa che ne limitano la digeribilità. La maggior parte degli erbivori che vivono nella prateria (molluschi, anfipodi, policheti e isopodi) si cibano degli epifiti algali presenti sulle foglie (Gambi et al., 1992). Gli effetti della componente epifita dimostrati per altre fanerogame, come la riduzione del

disseccamento, la protezione dai raggi ultravioletti, l'interferenza per l'assimilazione del carbonio e del fosforo (Penhale e Smith, 1977; Trocine et al., 1981; Borum e Wium-Andersen, 1980; Bulthuis e Woelkerling, 1983; Sand-Jensen e Borum, 1983; Cebrià e Enríquez, 1999; Sand-Jensen, 1977; Johnstone, 1979), non sono stati messi in luce in questa fanerogama, in cui la abbondanza degli epifiti sembra non superare mai il 20% della biomassa fogliare (Buia et al., 1996). La maggior ricchezza floristica ed il massimo ricoprimento da epifiti si raggiunge nel periodo estivo, tra Giugno e Settembre, mentre i valori minimi si registrano nel periodo invernale, compreso tra Dicembre ed Aprile; tale stagionalità corrisponde alle fasi di crescita delle foglie di *P. oceanica*. Tanto maggiore è la velocità di crescita, tanto minore è l'insediamento degli epibionti (Buia et al., 1989). Sulle foglie si insediano specie considerate caratteristiche come *Hydrolithon lejolisii* e *Myrionema orbicolare*, mentre, le specie algali che si insediano sui rizomi sono tipiche di ambienti sciafili (Boudouresque et al., 1981; Buia et al., 1985, Cebrià et al., 1999).

Le praterie di *P. oceanica* rivestono anche notevole importanza per l'elevatissima diversità ecologica delle comunità animali associate, costituendo una sorta di *nursery* e un rifugio per un grande numero di organismi, tra cui anche specie di importanza commerciale, come pesci, cefalopodi e crostacei (Francour, 1997) e specie minacciate come *Pinna nobilis* (Coppa et al., 2010).

1.9. *Posidonia oceanica*: sistema biologico di qualità

Composizione, estensione e struttura delle praterie sono condizionate non solo dalle caratteristiche biologiche, ma anche dalle caratteristiche ambientali, quali tipo e natura del substrato, geomorfologia del fondo, idrodinamismo, profondità e luminosità, tasso di sedimentazione e torbidità (Buia et al., 2003).

La pianta, sensibile al degrado ambientale, ha subito negli ultimi 40 anni una accentuata regressione (Chessa et al., 1995). Tra le cause che provocano tale regressione alcune sono legate ad attività di pesca con attrezzi distruttivi quali le reti a strascico, che scalzano la pianta mettendo a nudo il substrato, difficilmente ricolonizzabile dalla pianta (Mazzella et al., 1986).

Effetto simile a quello delle reti a strascico deriva dai frequenti ancoraggi, come si è rilevato lungo le coste francesi, in zone altamente frequentate dai diportisti (Mazzella et al., 1986).

Un differente tipo di minaccia deriva dalla costruzione, lungo le coste, di strutture quali dighe foranee, di porti, di barriere artificiali che, modificando il regime idrodinamico, possono provocare un aumento della sedimentazione con conseguente soffocamento della pianta. Anche l'eccessivo sversamento di reflui urbani e industriali può avere effetti negativi sulle praterie di fanerogame, aumentando la torbidità dell'acqua e riducendo la luce disponibile per i processi di fotosintesi. Sorge così, l'esigenza di salvaguardia e monitoraggio delle praterie a *Posidonia oceanica*, basata sul rilevamento di descrittori sintetici, ovvero di variabili, biotiche o abiotiche, dalla cui misura e analisi è possibile trarre informazioni sulle condizioni globali di salute di una prateria.

Per caratterizzare e valutare lo stato di una prateria si ricorre a descrittori che possono essere distinti in fisici, fisiografici, strutturali e funzionali (Buia et al. 2003).

Descrittori fisici: si intendono quelle variabili che caratterizzano l'ambiente fisico, quali la batimetria, la litologia, il regime idrodinamico, ecc.

Descrittori fisiografici: si intendono quelle variabili che caratterizzano la prateria come la natura del substrato, la tipologia della prateria, la tipologia del limite inferiore, ecc.

Descrittori strutturali: si intendono quei descrittori che valutano la struttura del sistema, come copertura e densità dei fasci, intesa come numero di fasci fogliari per unità di superficie, ecc. Le misure di densità permettono di distinguere le praterie di *Posidonia oceanica* in classi (Giraud, 1977). Si distinguono cinque classi, come mostrato in Tabella 2.

Tabella 2. Classificazione delle praterie di *P.oceanica* secondo Giraud (1977).

Tipo	Densità (nr fasci /m ²)	Valutazione
Tipo I	> 700	Prateria molto densa Praterie insediate prevalentemente su "matte", mai nei pressi del limite inferiore. Sviluppo principale sulla dimensione verticale con abbondanza di fasci ortotropi. Profondità solitamente comprese tra 0 e 25 m.
Tipo II	700-400	Prateria densa Praterie al termine della trasgressione orizzontale (fasci plagiotropi) tendenti allo sviluppo verticale (fasci ortotropi) o praterie in principio di degenerazione. Profondità solitamente comprese tra 0 e 25 m.
Tipo III	400-300	Prateria rada Praterie in equilibrio dinamico o con tendenza alla regressione. Si possono trovare a tutte le profondità e su tutti i substrati.
Tipo IV	300-150	Prateria molto rada Praterie in regressione (presenza di fasci morti) o rimaneggiate in seguito a erosione oppure praterie giovani in uno stadio di colonizzazione ed espansione (fasci plagiotropi). Si possono trovare a tutte le profondità e su tutti i substrati.
Tipo V	150-50	Semi prateria Praterie situate sul limite inferiore a profondità maggiori di 20 m su sabbia o fango, in condizioni ambientali estreme per la sopravvivenza della specie.

Studi più recenti (Pergent et al., 1995; Pergent-Martini e Pergent, 1996), hanno formulato una nuova classificazione delle praterie, in cui la densità è rapportata alla profondità e ad altri fattori ambientali, quali torbidità, disturbo antropico, ecc. Si distinguono così "praterie in equilibrio", la cui densità è nella norma (DN) o eccezionale (DE), da "praterie disturbate" o "molto disturbate", in cui la densità, limitata da più fattori, è bassa (DB) o anormale (DA) (Tabella 3).

Tabella 3. Classificazione delle praterie di *P.oceanica* secondo Buia *et al* 2003).

Prateria molto disturbata		Prateria disturbata		Prateria in equilibrio			
Prof. (m)	DA		DB		DN		DE
1	←	822	↔	934	↔	1158	→
2	←	646	↔	758	↔	982	→
3	←	543	↔	655	↔	879	→
4	←	470	↔	582	↔	806	→
5	←	413	↔	525	↔	749	→
6	←	357	↔	479	↔	703	→
7	←	327	↔	439	↔	663	→
8	←	294	↔	406	↔	630	→
9	←	254	↔	376	↔	600	→
10	←	237	↔	349	↔	573	→
11	←	213	↔	325	↔	549	→
12	←	191	↔	303	↔	527	→
13	←	170	↔	282	↔	506	→
14	←	151	↔	263	↔	487	→
15	←	134	↔	246	↔	470	→
16	←	117	↔	229	↔	453	→
17	←	102	↔	214	↔	438	→
18	←	88	↔	200	↔	424	→
19	←	74	↔	186	↔	410	→
20	←	61	↔	173	↔	397	→
21	←	48	↔	160	↔	384	→
22	←	37	↔	149	↔	373	→
23	←	25	↔	137	↔	361	→
24	←	14	↔	126	↔	350	→
25	←	4	↔	116	↔	340	→
26			←	106	↔	330	→
27			←	96	↔	320	→
28			←	87	↔	311	→
29			←	78	↔	302	→
30			←	70	↔	294	→
31			←	61	↔	285	→

Descrittori funzionali: si intendono quei descrittori che valutano il funzionamento della pianta, o meglio della sua unità funzionale (il ciuffo). Essi rappresentano le caratteristiche morfometriche, sia delle foglie (analisi morfometrica), sia dei rizomi e delle radici. Da questi descrittori funzionali (detti sintetici) è possibile derivarne altri per calcolo (detti appunto derivati), come la superficie fogliare, l'indice di superficie fogliare, l'indice di biomassa fogliare, il Coefficiente A, ecc. Sempre tra i descrittori funzionali, figura la produzione, intesa come incremento metrico (es. lunghezza/anno), ponderale (es. biomassa/anno) o numerico (es. numero di foglie/anno) nell'unità di tempo. Generalmente, l'andamento della produzione del rizoma è di tipo sinusoidale, con un periodo di circa 7-11 anni tra due punti di minima; al contrario, l'andamento della produzione fogliare ha un andamento stocastico, non

riconducibile a nessuna funzione nota (Dolce et al., 1996). Tra le tecniche indirette per la stima della produzione, la *lepidocronologia* è senz'altro la più utilizzata (Pergent & Pergent-Martini 1991; Pergent & Pergent-Martini, 1994), in quanto consente di retrodatare la produzione della pianta su larga scala temporale, descrivendo dei pattern di crescita anche pluridecadali. Il metodo si basa sull'analisi dello spessore delle basi fogliari e sull'individuazione dei loro minimi e massimi. L'individuazione di due minimi successivi identifica un ciclo annuale, detto anno "lepidocronologico".

Il metodo è applicabile solamente a *P. oceanica*, perché è l'unica fanerogama del Mediterraneo in cui le basi delle foglie persistono sul rizoma anche dopo che il lembo fogliare è caduto. Anche se impropriamente, le basi che rimangono sul rizoma vengono chiamate "scaglie" per distinguerle da quelle di foglie vive. Lo spessore delle scaglie varia ciclicamente tra un massimo estivo-autunnale e un minimo invernale-primaverile. Le variazioni di spessore sono probabilmente legate a fattori endogeni modulati da fattori esogeni. L'individuazione di due minimi successivi identifica un ciclo annuale detto "anno lepidocronologico" (Figure 10 e 11).

La lepidocronologia è utilizzata per (Pergent et al., 1989):

- la retrodatazione dei segmenti di rizoma e delle scaglie relative; la stima della velocità di crescita (allungamento del rizoma);
- la stima della produzione primaria del rizoma e delle foglie (biomassa secca);
- la valutazione del numero di foglie prodotte per anno;
- la datazione di eventuali fioriture pregresse (indice di fioritura);
- migliorare la comprensione dei processi riguardanti la formazione e lo sviluppo della "matte".

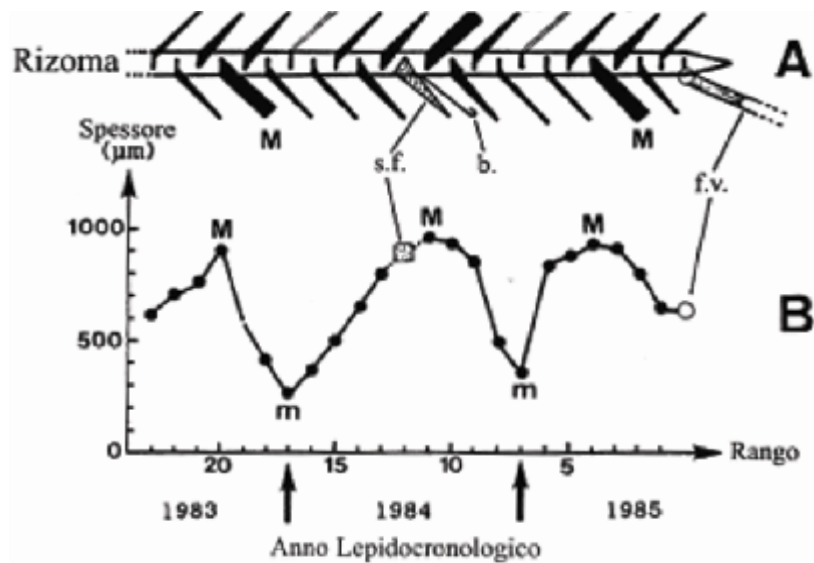


Figura 10. Variazione ciclica dello spessore delle scaglie. s.f.=stelo o peduncolo floreale; b=brattea, f.v.=foglia viva, m=minimo spessore; M= massimo spessore

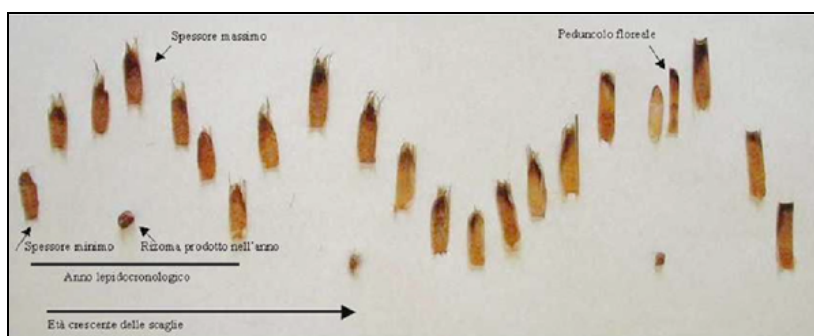


Figura 11. Basi fogliari e tronco di rizoma appartenenti a distinti anni lepidocronologici. Si noti la differente morfologia del peduncolo floreale rispetto alle basi (da Buia et al., 2003)

Descrittori della complessità dell'ecosistema: si intendono quei descrittori che mettono in evidenza la complessità, in termini sia di ricchezza specifica che di interazioni biotiche. Tra questi figurano sia gli organismi epifiti (animali e vegetali), sia quelli perforatori delle scaglie e fogliari. Per l'analisi quantitativa della frequenza delle specie algali possono essere calcolati alcuni indici, quali l'indice R/P, l'indice di equitabilità di Pielou, l'indice di diversità di Shannon, ecc. Per l'analisi quantitativa della presenza e frequenza dei perforatori possono

essere calcolati alcuni indici, quali l'indice delle tracce (IT), l'indice dei perforatori (IB), l'indice di colonizzazione (IT+IB), ecc... (Gambi et al., 2004).

Descrittori molecolari: si intendono quei descrittori che valutano la variabilità genetica delle popolazioni (Procaccini et al., 2007).

1.10. Data Warehousing

La rivoluzione digitale in questi ultimi anni ha provocato una notevole proliferazione di dati. Molti processi (dati da satellite o da sensori remoti) generano flussi record che vengono memorizzati in enormi databases, in alcuni casi detti Data Warehouse (magazzini di dati).

A causa dell'entità e dell'eterogeneità dei dati raccolti è stato indispensabile importare i dati in una banca dati (Database) che permettesse di gestirli in maniera ottimale e soprattutto permettesse un facile accesso alle porzioni di dati di interesse per la successiva analisi. Infatti, la memorizzazione dei dati in strutture non relazionali (programmi di foglio elettronico) crea banche dati inefficienti dal punto di vista logico, risultando queste ultime non normalizzate e presentando di conseguenza un elevato grado di ridondanza. Inoltre, l'indipendenza dei vari fogli di calcolo rende ogni operazione di estrazione delle informazioni molto lenta e laboriosa. Risulta molto complicato, infatti, fare ricerche incrociate su più fogli per estrarre una determinata tipologia di dato (es: organizzazione dei dati lepidocronologici in serie temporali). Tali difficoltà vengono ampiamente superate ricorrendo ad un Database Relazionale che consente di effettuare query per l'estrazione selettiva di dati, soprattutto quando si debbano gestire considerevoli quantità di dati correlati.

Un database (o base di dati) è quindi una collezione di dati utilizzata per rappresentare le informazioni di interesse per un sistema informativo coordinata da un sistema di gestione di basi di dati (Data Base Management System, DBMS). Un DBMS è uno strato software che si frappone tra l'utente ed i dati ed è in grado di gestire collezioni di dati che possono essere grandi, condivise e persistenti, assicurando la loro affidabilità e privacy. Come ogni prodotto informatico, un DBMS deve essere efficiente ed affidabile. E' necessario inoltre che il sistema di gestione del database controlli la consistenza dei dati, ovvero sia che i nuovi dati appena inseriti non siano in contraddizione con quelli

memorizzati e validati, sia che non siano in contraddizione con regole generali preimpostate. Questo problema è legato a quello più complesso dell'integrità dei dati (Atzeni et al., 1999).

In particolare, nello svolgimento di ogni attività, sia a livello individuale sia in organizzazioni di ogni dimensione, sono essenziali la disponibilità di informazioni e la capacità di gestirle in modo efficace; ogni organizzazione è dotata di un sistema informativo, che gestisce le informazioni necessarie per perseguire gli scopi dell'organizzazione stessa (Atzeni et al., 1999). È in quest'ottica che si inquadra il concetto di Data Warehousing (DW) (Figura 12). Esso viene definito come il processo necessario per ottenere, a partire dai dati operazionali, informazioni che aiutino nelle analisi dei dati stessi (www.kirio.it/documenti/datawarehousing.pdf).

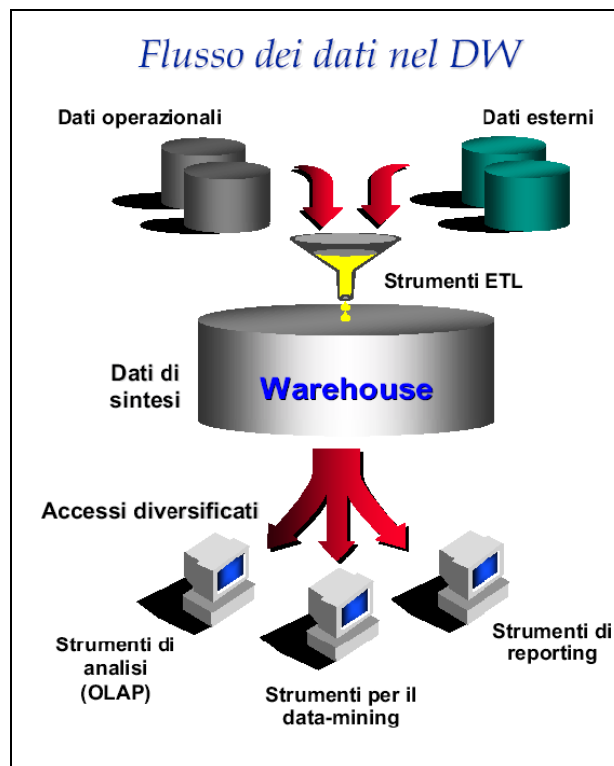


Figura 12: Flusso dei dati nel Data Warehouse.

Un Data Warehouse è un singolo, completo e consistente archivio di dati, estratti da diverse sorgenti e resi disponibili agli utenti finali in una forma da questi comprensibile ed utilizzabile nel contesto della ricerca. La costruzione di un DW, che descriva tutti i dati di una problematica, è un obiettivo ambizioso ma anche molto difficile da realizzare. Pertanto, è prevalente l'approccio di costruire il DW concentrandosi separatamente su sottoinsiemi molto semplici dei dati, per i quali sia ben chiaro l'obiettivo dell'analisi. Ciascuno schema semplificato dei dati prende il nome di Data Mart.

I dati sono organizzati secondo una tipica struttura, detta *schema multidimensionale*, per indicare la presenza di molteplici dimensioni di analisi.

Si definisce “fatto” un fuoco di interesse per il processo conoscitivo. È essenziale che un fatto abbia aspetti dinamici, in altre parole, evolva nel tempo.

Le “misure”, invece, sono attributi a valori continui, tipicamente numerici, che descrivono il fatto da diversi punti di vista.

Le “dimensioni” sono attributi che determinano la granularità minima di rappresentazione dei fatti.

I dati presenti nel DW possono essere analizzati tramite differenti tecniche tra cui quella di *Data Mining* come verrà illustrato nei paragrafi successivi.

1.10.1 Database relazionale

Un database relazionale è un particolare tipo di database in cui i diversi file separati vengono messi in relazione attraverso dei campi chiave. Il database relazionale è conosciuto anche con la sigla **RDBMS (Relational Database Management System)**. Si dice database relazionale in quanto l'archivio dati (database) è in funzione delle relazioni tra i dati. E', infatti, possibile consultare i dati in maniera incrociata. Ad esempio, una tabella ordini può essere relazionata alla tabella dei clienti che hanno fatto ordini, in tal modo è possibile ottenere l'elenco dei clienti che hanno ordinato un determinato prodotto. I dati sono

memorizzati su archivi diversi ma, grazie alla relazione, possono essere elaborati come fossero in un unico archivio dati. Alla base del concetto di modello relazionale si trova il concetto di *tabella* quale prima relazione tra i dati appartenenti a un medesimo insieme. I dati su diverse tabelle possono, infine, essere in relazione tra loro per formare nuove tabelle permanenti o temporanee (Figura 13).

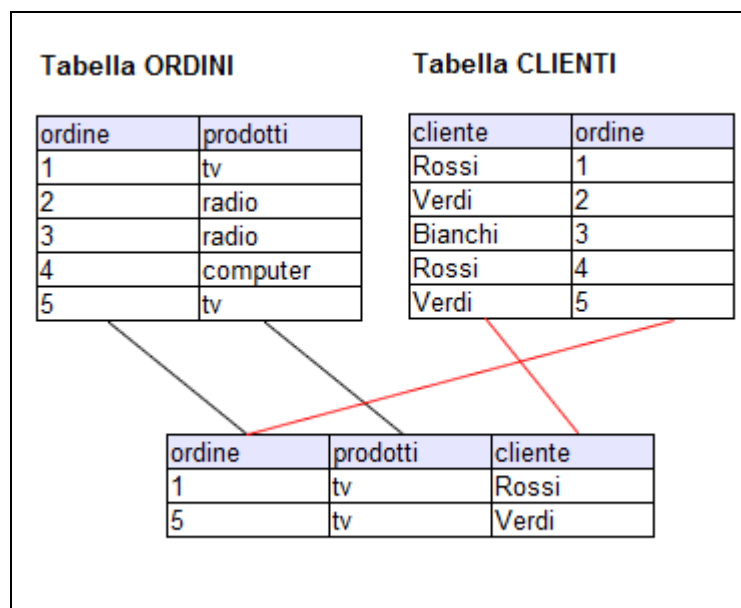


Figura 13. Tabelle relazionabili usate nei databases.

I primi database relazionali sono sviluppati dall'informatico britannico Edgar Codd nel 1970 per la IBM. La teoria delle basi di dati relazionali di Codd fonda le basi del funzionamento di un database relazionale. La teoria di Codd è riassunta nel rapporto "A relational model of data for large shared data banks" ed è una pietra miliare per il settore dei database. Gran parte dei primi database relazionali (ad es. *Oracle*) sono fondati sulla sua teoria. Per i suoi contributi all'informatica, Codd venne insignito del premio *Turing Award* nel 1981. I database relazionali riscuotono un immediato successo di mercato. Tuttavia, mancando ancora oggi uno standard di riferimento, ogni produttore ha sviluppato una propria struttura di database relazionale (www.okpedia.it).

Oltre al già citato Oracle, ricordiamo Microsoft Access e FileMaker Pro tra i software più diffusi per la creazione e la gestione di databases relazionali.

1.11. Scopo della Tesi

La Direttiva 2000/60/CE, Direttiva quadro per le acque, prevede che entro il 2006 i corpi idrici possano venire classificati sulla base del loro stato ecologico, inteso come espressione della complessità dell'ecosistema acquatico considerato in tutte le sue componenti: biologiche, idromorfologiche, chimiche-fisiche. Tra gli elementi di qualità che devono venire analizzati, importanza prioritaria è assegnata agli elementi biologici. Per quanto riguarda il fitobenthos, un ruolo fondamentale nell'ecosistema Mediterraneo è svolto dalle praterie dell'angiosperma *Posidonia oceanica*, ampiamente distribuita nella fascia batimetrica fino ad oltre 30m e che forma un sistema tra i più diversificati, complessi e produttivi della fascia costiera.

Successivamente gli elementi biologici saranno confrontati con le condizioni degli altri elementi di qualità per arrivare a definire lo stato ecologico basato su cinque livelli di qualità ambientale (elevato, buono, sufficiente, scadente, pessimo).

Quindi lo scopo generale del presente lavoro di tesi si fonda su 4 obiettivi:

1. Creazione di un database finalizzato alla raccolta di una mole considerevole di dati sul sistema a *Posidonia oceanica*, organizzati con tecniche di Data Base Management System (DBMS);
2. Sperimentazione di tecniche di *datamining* per l'analisi di dati complessi, finalizzate alla gestione ottimale di dati biologici;
3. Creazione di un sistema di classificazione delle acque costiere basato sul sistema *Posidonia* per la definizione dello stato ecologico dei corpi d'acqua;
4. Validazione del sistema e intercalibrazione.

2. Materiale e metodi

La creazione di un indice di qualità ecologica può richiedere la raccolta e l'elaborazione di una notevole mole di dati, scaturiti dall'analisi di situazioni ambientali caratterizzate da diversa criticità. Nel caso dell'utilizzo del sistema a *Posidonia oceanica* come elemento biologico di qualità, tale creazione può essere resa più difficile dalla complessità del sistema e dalla varietà dei descrittori che possono essere ritenuti più idonei, sia a diversi livelli gerarchici (di sistema, di comunità e di popolazione), sia a diverse scale spazio-temporali. Si è resa perciò necessaria la costruzione di un *Data Warehousing*, cioè di una struttura che partendo da un *Data Base Relazionale*, permettesse di gestire in maniera ottimale una grande quantità di dati e soprattutto garantisse un facile accesso alle porzioni di dati di interesse per la loro successiva analisi. Il processo di *Knowledge Discovery in Database* (KDD) consentirà di valutare lo stato delle praterie lungo le coste dell'eco-regione Mediterranea, per essere poi tradotto in un indicatore di qualità delle acque.

2.1. Raccolta dei dati

La fase iniziale del presente lavoro è stata quella di reperire e raccogliere il maggior numero di dati disponibili sulle praterie a *Posidonia oceanica* ottenuti nell'ambito di svariati programmi di ricerca. Sono stati utilizzati i dati in possesso dei ricercatori del gruppo di Ecologia del Benthos della SZN, ottenuti nell'arco di trenta anni di ricerche, e quelli ottenuti dagli operatori delle rispettive ARPA nell'ambito del programma ministeriale di "Monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero", che prevedeva il monitoraggio del limite inferiore delle praterie di *Posidonia oceanica* e che si riferiscono agli anni 2002, 2003 e 2004 e 2005.

Come si evince dalla Figura 14, la maggior parte dei dati riguardavano praterie situate nel Mediterraneo occidentale, con particolare riguardo al settore centro-meridionale, toccando le seguenti regioni: Liguria, Toscana, Sardegna, Campania, Puglia. I siti di studio erano in totale 130 e coprivano gran parte del gradiente di distribuzione batimetrica di *Posidonia oceanica*, andando da 1 a 38m di profondità.

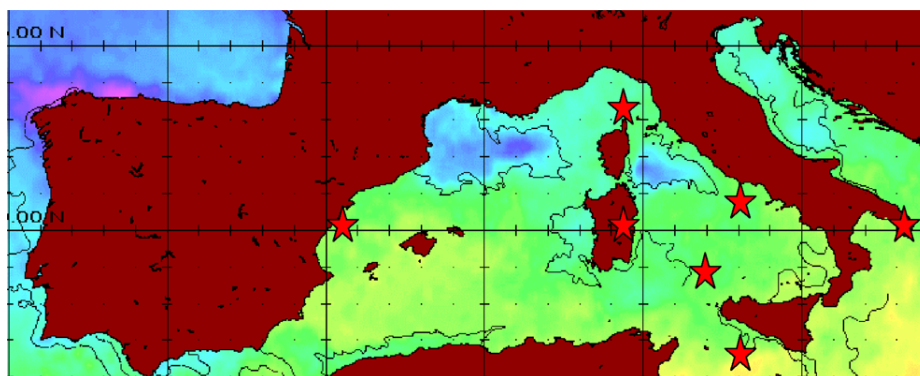


Figura 14. Rappresentazione delle aree costiere del bacino mediterraneo a cui si riferiscono i dati biologici esaminati.

In particolare per la Sardegna, le zone campionate si riferiscono a 14 aree fisiografiche (Figura 15):

- Area A – Golfo di Cagliari (da Torre del Finocchio a Capo Spartivento)
- Area B – Palmas (da Capo Spartivento a Capo Altano)
- Area C – Capo Pecora (da Capo Altano a Capo della Frasca)
- Area D – Oristano/penisola del Sinis (da Capo della Frasca a Punta Foghe)
- Area E – Capo Marargiu (da Punta Foghe a Punta Poglina)
- Area F – Alghero (da Punta Poglina a Capo Caccia)
- Area G – Argentiera (da Capo Caccia a Punta dello Scorno)
- Area H – Porto Torres (da Punta dello Scorno a Castelsardo)
- Area I – Castelsardo (da Castelsardo a Capo Testa)
- Area L – Maddalena (da Capo Testa a Capo Figari)
- Area M – Tavolara (da Capo Figari a Orosei)
- Area N – Orosei (da Orosei a Capo di Monte Santu)
- Area O – Arbatax (da Capo di Monte Santu a Capo Ferrato)
- Area P – Carbonara (da Capo Ferrato a Torre del Finocchio)

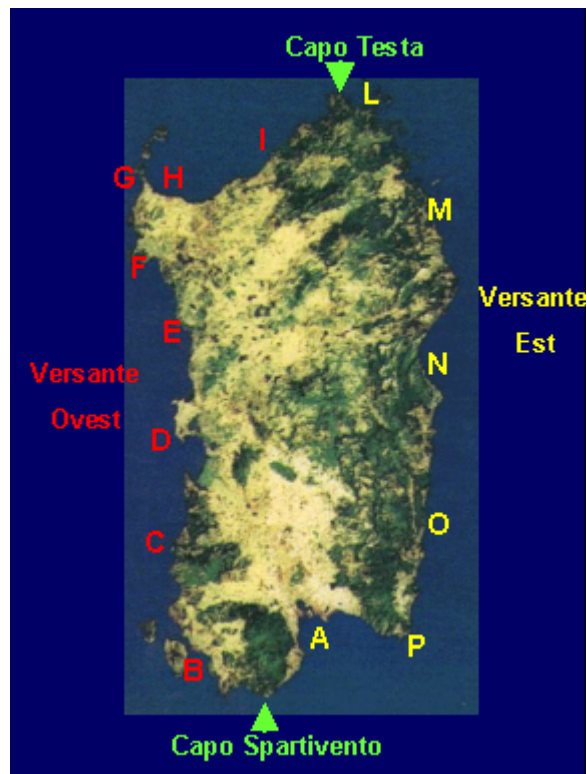


Figura 15. Aree fisiografiche.

Il passo successivo è stato quello di trasformare i dati cartacei in dati elettronici, inserendo i dati in fogli Excel, seguendo uno stesso modello strutturale: ad ogni sito di studio corrispondeva un file, che conteneva più fogli, in relazione alla tipologia dei descrittori scelti.

Per le coste della Campania, della Puglia, della Sardegna, della Sicilia e delle Medas (Spagna), i dati erano sia in formato cartaceo che digitale. In particolare, per ogni stazione di campionamento, veniva costruito un file, suddiviso in tre fogli, in cui erano memorizzati i dati morfometrici e ponderali (es. lunghezza e biomassa delle foglie) e quelli di crescita (es. produzione fogliare). Le prime due tipologie si riferivano alla data di campionamento mentre la terza agli anni precedenti, in quanto ottenuti grazie all'applicazione della lepidocronologia (vedi Introduzione), una tecnica di retrodatazione basata sulle variazioni di spessore delle basi fogliari, l'unica parte della foglia che rimane sul rizoma per decenni. Il foglio elettronico relativo all'analisi lepidocronologica era

ulteriormente suddiviso in quattro tabelle in cui erano riportati, per ogni anno individuato, i dati di produzione del rizoma, di allungamento del rizoma, di produzione fogliare nonché il numero totale di anni lepidocronologici per ogni fascio analizzato (Figure 16 e 17). Grazie a questa tecnica, è stato possibile ottenere per la prateria di lacco Ameno (sito LTER dell'isola di Ischia) un trend di produzione della pianta dal 1972 ad oggi (Zingone e Buia, 2012).

The image shows a screenshot of an Excel spreadsheet titled "nomestazione.xls". The spreadsheet is organized into several sections, each with a red border. The first section, titled "Biomassa", contains data for the years 1972 to 1999, with columns for various parameters and rows for different years. The second section, titled "Allungamento", also contains data for the years 1972 to 1999, with columns for various parameters and rows for different years. The third section, titled "Numero anni", contains data for the years 1972 to 1999, with columns for various parameters and rows for different years. The bottom navigation bar is highlighted in blue, showing the file name "nomestazione.xls" and the sheet name "lepidocronologia".

Figura 16. File “nomestazione.xls”, foglio lepidocronologia. In blu sono evidenziati i tre fogli del file.

Stazione A1											24m		15/9/2001	
N°	Foglio	n°foglie	Cat.	Base	lunghezza foglio	Foglio 2	Foglio 2 m	lunghezza	sch. ultima Fo	sch. Fo 2				Agg.
1	1	5	2		69,3	69,3	69,3	0,8	0,8	0,8	1	0,8		1
	2		3	1	92,4	0,0		0,8			0	0,0		
	3		3	4,3	74,4	0,0		0,8			0	0,0		
	4		3	5,0	53,0	0,0		0,8			0	0,0		
	5		3	4,7	32,4	0,0		0,8			0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
2	1	5	2		43,1	43,1	43,1	0,8	0,8	0,8	1	0,8		
	2		3	1	71,6	0,0		0,8			0	0,0		
	3		3	3	80,0	0,0		0,8			0	0,0		
	4		3	4,3	66,4	0,0		0,8			0	0,0		
	5		3	4,3	48,3	0,0		0,8			0	0,0		
	6		3	4	39,6	0,0		0,8			0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
					0,0	0,0					0	0,0		
3	1	5	1		0,8	0,0	73,4	1,0	1,0	1,0	1	1,0		
	2		1		2,0	0,0		1,0			0	0,0		
	3		2		73,4	73,4		1,0			1	1,0		
	4		3	2,7	85,0	0,0		1,0			0	0,0		
	5		3	4,0	65,3	0,0		1,0			0	0,0		
	6		3	4,5	60,0	0,0		1,0			0	0,0		
											0	0,0		
											0	0,0		
											0	0,0		
											0	0,0		
Stazione A2											24m		15/9/2002	

Stazione A1-24 Biomassa (g/m²) <small>Precedo (quarta colonna) e la seconda (5) colonna</small>											
Categoria	B lo verde	B lo bruno	B lo verde totale	B lo bruno	B lo Tot.	Ultima base	Basi	Grossa base	Grossa bruno	E g/m²	
1	990,0	122,9	1112,2		1112,2	35,9	82,5			0,0	
2	1191,8	196,4	1388,2		1388,2	47,6	115,0			0,0	
3	1579,7	192,0	1770,7		1770,7	63,9	229,7			0,0	
4	1293,9		1293,9		1293,9	49,2	104,6	437,4	444,5	7,1	
5	1189,0		1189,0		1189,0	44,2	80,0			0,0	
6	723,0	209,1	932,4		932,4	34,8	80,7			0,0	
7	1246,0		1246,0		1246,0	49,5	99,6			0,0	
8	629,0	162,0	791,0		791,0	35,1	27,5			0,0	
9	801,5	120,6	922,1		922,1	32,1	68,8			0,0	
10	963,0	32,8	995,8		995,8	32,1	110,5			0,0	
11	701,0	131,7	832,7		832,7	37,5	54,8			0,0	
12	607,0	109,2	716,2		716,2	30,9	44,2			0,0	
13	947,9	97,6	1045,5		1045,5	21,1	74,0	431,4	496,7	5,3	
Media(g)	1248,0	139,4	1387,4	0,000	1387,4	0,554	1,172	0,993	0,991	0,012	
Media(g)	0,990	0,135	1,064	0,000	1,064	0,045	0,090	0,434	0,441	0,001	
Deviaz. st.	0,317	0,046	0,311	0,000	0,311	0,012	0,049	0,004	0,008	0,002	
Biomassa totale (g)	1064	0,011	29%								
Densità (g/m²)	1419	905	66%								
LS C (g/m²)	1510,06	44,111	29%								
E p (g/m²)	0,954	2,357	247%								

Figura 17. Tabelle cartacee dei dati di lepidocronologia, morfometria e biomassa

I dati per le coste della Liguria (Cogoletto, Imperia e Punta Mesco) e Toscana (Antignano, Carbonifera ed Elba) si riferivano agli anni 2002, 2003 e 2004. Al medesimo programma si riferivano i dati del monitoraggio 2002-2005 delle praterie di Punta Licoso e Punta Tresino (Campania), eseguito dai ricercatori SZN. Per Liguria e Toscana i dati erano in formato cartaceo; in quello elettronico erano disponibili soltanto i dati medi per stazione, sempre su fogli Excel ma riportati secondo modelli differenti per regione (Figura 18).

O - POSIDONIA			
st. OR -15m 14.9.2003			
Codice	Parametro	unità di misura	misura
P010	Densità assoluta dei fasci fogliari	fasci.m ²	346.53
P012	Larghezza foglie giovanili	cm	0.88
P013	Lunghezza totale foglie giovanili	cm	2.14
P014	Larghezza foglie intermedie	cm	0.91
P015	Lunghezza totale foglie intermedie	cm	12.24
P017	Lunghezza tessuto bruno foglie intermedie	cm	0.00
P019	Larghezza foglie adulte	cm	0.96
P020	Lunghezza totale foglie adulte	cm	75.36
P022	Lunghezza tessuto bruno foglie adulte	cm	11.75
P024	Lunghezza della base foglie adulte	cm	4.53
P025	N.ro medio foglie x fascio (Ad + interm)	numero	5.78
P028	Coefficiente A adulte	%	53.15
P029	Coefficiente A intermedie	%	0.00
P031	Lunghezza foglia intermedia piu lunga	cm	16.27
P032	superficie fogliare fascio (ad+interm)	cm ² .fascio ⁻¹	259.45
P034	Biomassa fogliare fascio (ad + interm)	g (p.s).fascio ⁻¹	1102.46
P036	Biomassa epifiti	mg (p.s).fascio ⁻¹	8.38
P042	Produzione annuale rizoma	mg.fascio ⁻¹ .anno ⁻¹	101.89
P043	Lepidocronologia Allungamento annual del rizoma	mm.anno ⁻¹	6.37
P044	Lepidocronologia Numero foglie fascio anno	foglie.anno ⁻¹	6.57
P045	Lepidocronologia Lunghezza intera rizoma	cm	5.61
P046	Età rizoma	anni	8.11
P047	Produzione fogliare per fascio	g.fascio ⁻¹ .anno ⁻¹	0.65
P052	Continuità della prateria		continua
P056	Ricoprimento P.oceanica viva	%	95.00
P057	Ricoprimento matte morta	%	0.00
P058	Ricoprimento Caulerpa racemosa	%	0.00
P059	Ricoprimento Cymodocea nodosa	%	0.00
P071	Indice di Conservazione		1.00
P072	Indice di Sostituzione		0.00
P075	Tipo di Substrato		sabbia e matte
P076	Fonti di disturbo evidenti		assenza
P077	Composizione prateria		pura
P079	Presenza alghe alloctone		0.00

Figura 18. Formato tabella valori medi per il progetto Monitoraggio

Poiché i dati cartacei erano memorizzati secondo modelli strutturali differenti, oltre ad individuare i descrittori utilizzati, prima di importare i dati in tabelle Excel, si sono dovuti risolvere problemi nell'interpretazione dei dati: alcune incertezze hanno riguardato dati morfometrici (l'ordine di inserzione delle foglie, il posizionamento della porzione 'bianca'), dati di produzione (intervallo temporale), dati strutturali (distanza della prateria dal 'balise'), ecc..

Poiché le finalità con cui i descrittori erano stati scelti erano diversi a seconda dei programmi di ricerca, ci si è trovati a maneggiare una grande varietà

di descrittori, da quelli fisici e fisiografici a quelli strutturali e funzionali (Buia et al., 2003; Pergent-Martini et al., 2005).

Tra i descrittori fisici, figurano, ad esempio, la geomorfologia, la litologia, il regime idrodinamico; tra i descrittori fisiografici, ricordiamo la tipologia delle praterie e dei limiti mentre tra i descrittori strutturali quello più noto è la densità; infine, tra i descrittori funzionali, citiamo la morfometria, la biomassa e la produzione. Anche le comunità associate (animali e vegetali) possono dare informazioni sul funzionamento del sistema ma il loro impiego come bioindicatori non ha trovato fino ad ora largo uso in quanto richiede competenze tassonomiche e tempi più lunghi per l'identificazione delle specie.

Data l'eterogeneità dei dati, si è ritenuto nella fase iniziale di non limitare l'inserimento dei descrittori ma, al contrario, di memorizzare tutti quelli disponibili, a diversi livelli gerarchici (pianta, prateria, comunità associate) per la successiva costruzione del data base.

In definitiva, la digitalizzazione dei dati per stazione ha comportato la creazione di oltre 1500 fogli Excel.

2.2. Progettazione del database

La progettazione di una base di dati costituisce solo una delle componenti del processo di sviluppo di un sistema informativo complesso e va quindi inquadrata in un contesto più ampio, quello del ciclo di vita dei sistemi informativi (Figura 19).

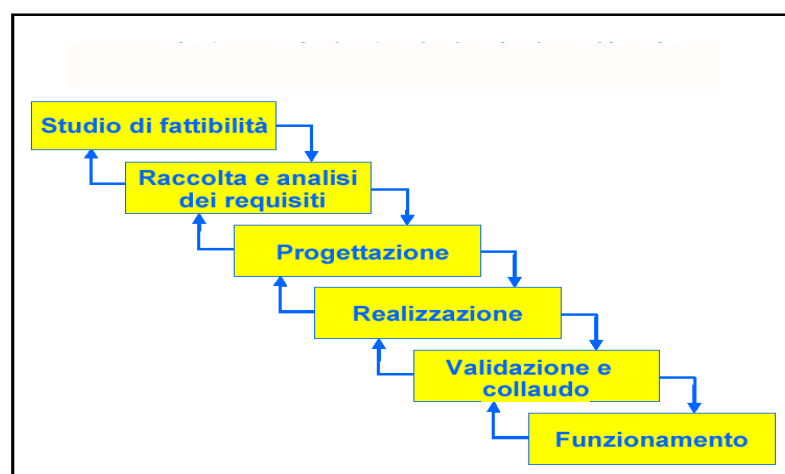


Figura 19: Fasi del ciclo di vita di un sistema informativo.

Progettare una base di dati significa perciò definire in modo preciso il suo contenuto informativo. Si tratta di un processo nel quale bisogna prendere delle decisioni delicate e l'uso di opportune metodologie è indispensabile per la realizzazione di un prodotto efficiente ed efficace.

La progettazione di una base di dati è generalmente organizzata come un processo incrementale costituito da tre fasi principali (Figura 20).

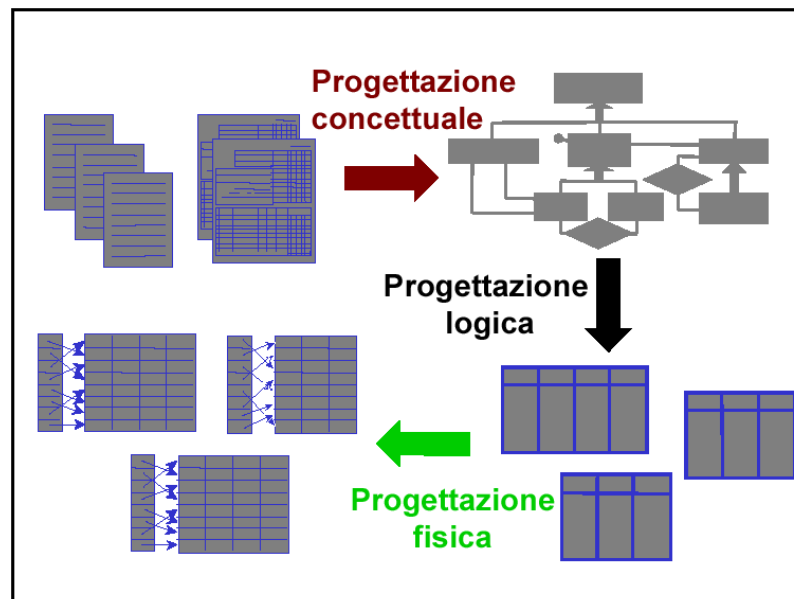


Figura 20: Fasi del processo di progettazione di una base di dati.

- *I. Progettazione Concettuale*

Lo scopo di questa fase è di fornire una rappresentazione formale del contenuto informativo della base di dati, che possa essere utilizzata come punto di partenza per le fasi successive. Questa formalizzazione è basata sull'utilizzo di un opportuno modello concettuale, ossia di un modello che consenta di descrivere ad alto livello la semantica delle informazioni che costituiranno la base di dati, trascurando gli aspetti implementativi. Risultato di tutto ciò è lo schema concettuale della base di dati, ossia uno schema del tutto indipendente dallo specifico DBMS adottato.

- *II. Progettazione Logica*

Nella progettazione logica il risultato della fase precedente è tradotto nel modello dei dati supportato dal DBMS prescelto. Al termine otterremo uno schema logico dei dati definito nel linguaggio di definizione dei dati dello specifico DBMS utilizzato.

- *III. Progettazione Fisica*

In questa fase sono scelte le caratteristiche fisiche della base di dati, cioè uno schema che descriva le strutture di memorizzazione e di accesso ai dati.

Il software utilizzato come Relational Data Base Management Sistem (RDBMS) che consenta la realizzazione e la gestione di una base di dati relazionale è Microsoft Access2000.

L'interfaccia del sistema sfrutta le potenzialità dell'ambiente grafico di Windows e offre un ambiente facile da usare, sia per il progettista, sia per l'utente.

Access può essere visto come uno strumento che permette di evitare di scrivere in codice Structured Query Language (SQL) in quanto effettua interrogazioni tramite una rappresentazione grafica facilmente comprensibile.

Le query consentono di visualizzare i dati desiderati, nella sequenza desiderata. Esse consentono inoltre di effettuare calcoli sui dati, creare raggruppamenti di dati per maschere, report, grafici, effettuare modifiche globali alle tabelle e creare nuove tabelle. Quando si esegue la maggior parte delle query, il DBMS raccoglie i dati richiesti dall'utente in un dynaset. Il dynaset ha l'aspetto e il comportamento di una tabella ma, in realtà, è una visualizzazione dinamica e viva di una o più tabelle.

Il tipo di query usato più frequentemente è la 'query di selezione' che consente di selezionare record, creare nuovi campi calcolati e riepilogare i dati. Altri tipi di query sono rappresentati da 'query di creazione tabella', 'query di aggiornamento', 'query di eliminazione', 'query di definizioni dati', etc.

Si fa notare inoltre che MS Access supporta un ambiente di programmazione Visual Basic for Applications (VBA) per la definizione e la manipolazione dei dati.

Risulta sorprendente la facilità e l'efficacia di connessione alle altre componenti operazionali dell'intero Data Warehouse. Grazie all'ambiente di programmazione VBA che MS Access supporta, infatti, il DBMS può all'occorrenza: connettersi con la sorgente dati (fogli di calcolo MS Excel), con lo strumento di analisi (Autoclass C), oppure con quello di visualizzazione

(Miner 3D). A tal proposito sono stati implementati opportuni moduli (linee di codice in linguaggio Visual Basic for Application) che danno la possibilità, rispettivamente, di accedere ai dati sorgente e di importarli nella struttura relazionale; essi consentono, inoltre, di convertire il sub-set di dati selezionato per l'analisi nel formato richiesto dal software di autoclassificazione (formato “.db2”) ed, infine, di convertire i risultati della classificazione (formato “.class-data”) nel formato MS Access per la visualizzazione Multidimensionale con Miner3D.

VBA è uno strumento molto potente per la gestione dei dati. Esso sfrutta principalmente la tecnologia DAO (Data Access Objects), orientata agli oggetti, come metodo di accesso ai Data Base.

Un'applicazione che utilizza DAO compie le seguenti operazioni per accedere ad una fonte dati:

- Crea uno spazio di lavoro definendo la sessione utente, l'ID utente, la password e il tipo di Data Base.
- Apre il Data Base, cioè specifica una stringa di connessione alla fonte dati.
- Apre il set di record con una query SQL.
- Usa i risultati della query per l'applicazione. È possibile visualizzare e modificare i dati delle righe.
- Annulla i risultati della query e poi chiude il set di record.
- Chiude il Data Base e interrompe la connessione.

2.2.1 Data base relazionale

In base ai descrittori individuati, si è scelto di realizzare un data base che seguisse uno schema di tipo gerarchico top-down, con relazioni (cioè legami logici) del tipo “uno a uno” tra entità (insieme di oggetti con caratteristiche comuni) dello stesso livello e relazioni del tipo “uno a molti” tra due entità poste

a diverso livello (es. ad ogni stazione appartengono 30 fasci di Posidonia) (Figura 21).

Sono stati quindi scelti degli identificatori (chiavi) interni ed esterni per l'accesso univoco alle entità. Ad es. "ID Fascio" è chiave esterna verso l'entità fascio.

Successivamente, sono stati eliminati quei parametri che potevano essere ridondanti perché derivabili da altri. Ad esempio, per gli organismi associati (borers ed epifiti) è stato lasciato il valore percentuale (frequenza), omettendo la semplice conta.

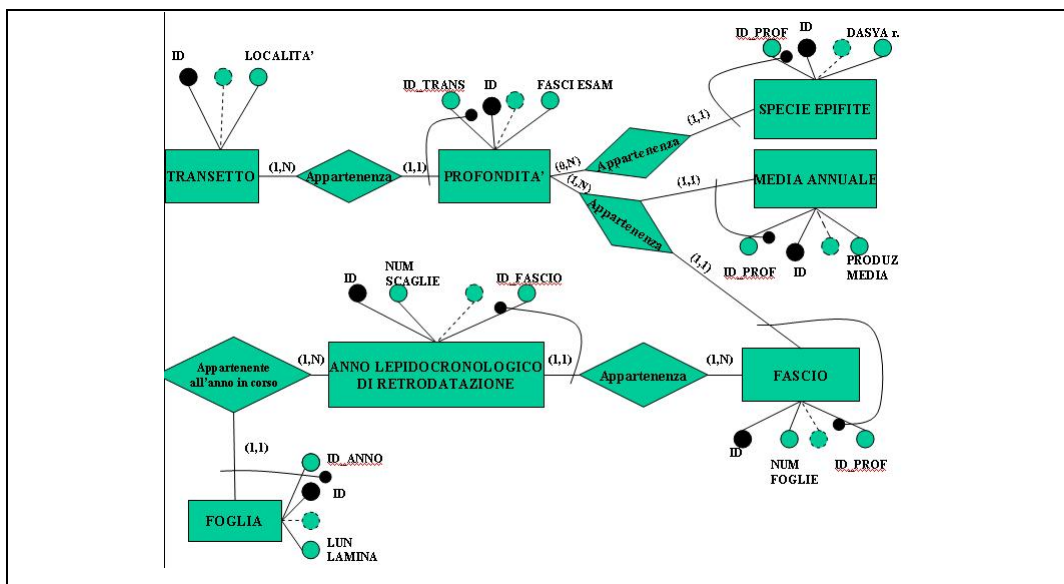


Figura 21. Diagramma del Database

Infine, si è proceduto alla generazione dello schema relazionale, generando dapprima le tabelle, corrispondenti alle entità, definendone il nome e le proprietà degli attributi), quindi creando le relazioni sugli identificatori delle entità coinvolte (Figura 22).

Field Name	Data Type	Description
ID	AutoNumber	Identificativo
ID_TRANS	Number	Chiave esterna al transetto
PROF	Number	Profondità (m)
LAT	Number	Latitudine UTM Eu 1950
LOX	Number	Longitudine UTM Eu 1950
RIIEVO	Text	Tipologia del substrato
DENSITAMED	Number	Densità media della prateria (num.ciuffi / m ²)
LAIMED	Number	(Leaf Area Index) Indice di Superficie Fogliare Fotosintetizzante (superficie fogliare / m ²)calcolato come densità per il valore di superficie fogliare medio
LSCMED	Number	(Leaf Standing Crop = LSC) Indice di Biomassa Fotosintetizzante (biomassa fogliare / m ²)calcolato come densità per il valore di biomassa medio
PASCIESAMPENO	Number	numero di fasci esaminati per la fenologia
NFGCIUFMED	Number	media del numero di foglie per ciuffo
SUPVERCIUFMED	Number	media della superficie verde per ciuffo (cm ²)
LUNFGINTMED	Number	media della lunghezza delle foglie intermedie (cm)
LARGFGINTMED	Number	media della larghezza delle foglie intermedie (cm)
LARGFGADULTMED	Number	media della larghezza delle foglie adulte (cm)
COEFFA	Number	Danno meccanico % + Danno biologico %
DANNOMECCPER	Number	Danno meccanico %
DANNOBIOPER	Number	Danno biologico % (Grazing)
ROTTPERACPERC	Number	Rottura da Paraceras %
ROTTSARAPERC	Number	Rottura da Sarpa salpa %
ROTTPARACPERC	Number	Rottura da Paracentrotus lividus %
BIOLAMADMED	Number	Media biomassa lamina più adulta (g)
BIOBRUNOMED	Number	Media biomassa bruno (g)
BIOTOTMED	Number	Media biomassa totale (VERDE + BRUNO) (g)
BIOULTBASEMED	Number	Media biomassa ultima base (g)
BIOBASEMED	Number	Media biomassa basi (g)
FGGIOWMED	Number	Media numero foglie giovanili per ciuffo
FQINTMED	Number	Media numero foglie intermedie per ciuffo
FQADULTMED	Number	Media numero foglie adulte per ciuffo
BIOVERCIUFMED	Number	Media della biomassa verde per ciuffo (g)
BIOEPIFMED	Number	Media della biomassa epifita per ciuffo (mg)
NUMEPFITI	Number	Media del numero di specie epifite per ciuffo
RAPERP	Number	Numero Rhodophyceae / numero Pheophyceae
NUMIRON	Number	Numero Rhodophyceae

General

Lookup

Field Size

Format

Decimal Places

Input Mask

Caption

Default Value

Validation Rule

Validation Text

Required

Indexed

Single

Auto

No

No

Field Properties

A field name can be up to 64 characters long, including spaces. Press F1 for help on field names.

Figura 22. Definizione degli attributi e della chiave primaria per la relazione “tblStazione”

2.2.2 Organizzazione e importazione dei dati nel data base relazionale

L'esistenza di dati digitali relativi al sistema a *Posidonia oceanica* acquisiti dal gruppo di Ecologia del Benthos (SZN) in circa 30 anni ha consentito di trasferire direttamente i dati dalle tabelle Excel alle tabelle relazionali Access.

La prima operazione necessaria è stata quella di pre-processazione delle tabelle Excel, finalizzata ad una rappresentazione delle stesse che rispecchiasse le esigenze di importazione (eliminazione delle informazioni aggiuntive quali intestazioni di colonna, variabili derivate da altre, grafici, legende, ecc., eliminazione delle ridondanze dovute a repliche).

Successivamente, tutte le tabelle Excel così “pulite” sono state importate in un Database non relazionato né normalizzato, mediante la procedura di importazione guidata prevista da Access (il software utilizzato come Relational Data Base Management Sistem, RDBMS, per la realizzazione e la gestione del data base relazionale), in cui sono stati selezionati gli attributi da trasferire e sono state definite le proprietà dei campi della tabella Access.

Infine, le informazioni espresse nei fogli di calcolo MS Excel sono state codificate in informazioni organizzate secondo la struttura relazionale progettata in ambiente Access (encoding).

La successiva alimentazione del data base relazionale è stata automatizzata tramite la realizzazione di alcuni moduli Visual Basic for Applications (VBA), creati all'interno dell'apposito ambiente di sviluppo in Access.

2.2.3 Validazione e collaudo

È la fase che è servita a verificare il corretto funzionamento e la qualità del sistema informativo. La sperimentazione deve prevedere, per quanto possibile, tutte le condizioni operative.

Il sistema informativo diventa quindi operativo ed esegue i compiti per i quali era stato originariamente progettato. Un'efficace tecnica di collaudo di un DBMS così strutturato consiste nell'effettuare semplicemente delle query che selezionassero più campi. La verifica della corretta relazione dei dati memorizzati è stata effettuata mediante confronto con le tabelle Excel di partenza (Figura 23B).

A titolo di esempio si riporta l'estrazione del dato di biomassa fogliare, referenziati alla stazione A1, al fascio Nr 2 per l'anno 1993 (Figure 23A e 23B).

	NOME	PROF	NUMFASCIO	ANNO	BIOMASSA
▶ A1		-8	1	2001	17,4
A1		-8	1	2000	63,1
A1		-8	1	1999	60,4
A1		-8	1	1998	68,7
A1		-8	1	1997	81,2
A1		-8	1	1996	86,8
A1		-8	1	1995	88,2
A1		-8	1	1994	52,7
A1		-8	1	1993	51
A1		-8	1	1992	34,4
A1		-8	1	1991	
A1		-8	1	1990	
A1		-8	1	1989	
A1		-8	1	1988	
A1		-8	1	1987	
A1		-8	1	1986	
A1		-8	2	2001	7
A1		-8	2	2000	14,7
A1		-8	2	1999	18,3
A1		-8	2	1998	31,9
A1		-8	2	1997	33
A1		-8	2	1996	41,8
A1		-8	2	1995	36,4
A1		-8	2	1994	42,3
A1		-8	2	1993	49,4
A1		-8	2	1992	43,4
A1		-8	2	1991	37,7
A1		-8	2	1990	46,9
A1		-8	2	1989	36,5
A1		-8	2	1988	38,2
A1		-8	2	1987	30
A1		-8	2	1986	31,5
A1		-8	3	2001	17,3
A1		-8	3	2000	38

Record: 1 di 40669
Nome

A

	A	B	C	D	E	F	G
1	Stazione		A1-08				
2	Biomassa						
3	Rizomi	1	2	3	4	5	6
4	Anni						
5	2001	17,4	7,0	17,3	19,3	1,7	7,9
6	2000	63,1	14,7	38,0	44,0	19,0	69,4
7	1999	60,4	18,3	44,1	34,0	26,0	55,4
8	1998	68,7	31,9	49,0	66,0	35,4	84,8
9	1997	81,2	33,0	60,8	49,7	53,0	68,8
10	1996	86,8	41,8	107,0	64,2	42,8	81,7
11	1995	88,2	36,4	111,8	71,3	37,7	81,5
12	1994	52,7	42,3	154,3		39,8	
13	1993	51,0	49,4			39,0	
14	1992	34,4	43,4			60,7	
15	1991		37,7			54,8	

B

Figura 23. Esempio di collaudo: in alto i dati estratti con la query (A) e in basso il foglio Excel di origine (B)

2.3. Il Sistema di classificazione

Un metodo di classificazione può essere diviso in due componenti distinte: le metriche con cui sono descritti gli oggetti da classificare e l'insieme delle tecniche e degli strumenti di analisi utilizzati per l'individuazione delle classi.

La selezione delle metriche è stata condizionata dalla eterogeneità dei dati reperiti attraverso programmi di ricerca distinti con scopi diversi che ha limitato la scelta a quei descrittori che fossero comuni per la maggior parte delle praterie e che non avessero variabilità stagionale.

La scelta degli strumenti di analisi è stata condizionata alle disposizioni della Direttiva 2000/60/CE che richiede un indice variabile tra 0 e 1 diviso in 5 Classi di qualità ed alla variabilità del sistema a *P. oceanica* rispetto al gradiente di profondità.

2.3.1 Scelta dei descrittori

Un generalizzato fenomeno di regressione delle praterie, purtroppo in atto in tutto il bacino Mediterraneo (Pergent et al., 2000), ha mobilitato l'interesse nazionale e internazionale, scientifico e non, atto a tutelare questo importante sistema. Allo scopo, sono stati formulati decreti legislativi per la sua salvaguardia nonché piani operativi, volti al monitoraggio dell'attuale, che possano permettere di seguire la dinamica temporale e spaziale di tale sistema.

L'esigenza di tentare di classificare questi sistemi per valutarne lo stato di salute e da questo derivare quello della fascia costiera, ha guidato la ricerca di descrittori idonei che, riferiti a vari comparti della pianta, della prateria e delle comunità associate, potessero essere utilizzati come bioindicatori del sistema *in toto*.

Attualmente, i principali descrittori del sistema a *Posidonia oceanica* sono distinti in fisici, fisiografici, strutturali e funzionali (Buia et al., 2003). Tra i descrittori fisici, figurano, ad esempio, la geomorfologia, la litologia, il regime idrodinamico; tra i descrittori fisiografici, ricordiamo la tipologia delle praterie e dei limiti mentre tra i descrittori strutturali quello più noto è la densità; infine, tra i descrittori funzionali, citiamo la biomassa e la produzione. Anche le comunità associate possono dare informazioni sul funzionamento del sistema ma il loro impiego come bioindicatori non ha trovato fino ad ora largo uso.

L'identificazione del descrittore da usare non fornisce da sola indicazioni utili alla valutazione di una particolare situazione ambientale a meno di fornire anche un sistema di classificazione, basato sul 'range' di variazione del parametro stesso in relazione a diverse variabili ambientali e geografiche. A titolo d'esempio, si cita la classificazione delle praterie in funzione della sola densità, proposta da Giraud nella sua tesi, nel lontano 1977 e ancora ampiamente utilizzata. In questa classificazione l'unica variabile è il numero dei fasci, senza considerare che, lungo il gradiente batimetrico, la diminuzione della luce disponibile comunque determini una rarefazione della prateria. Questa classificazione, encomiabile per i tempi in cui è stata fatta, non è più attuale, non perché la struttura delle praterie sia cambiata ma perché la quantità di dati acquisita nell'arco di 30 anni (almeno per il bacino occidentale del Mediterraneo) è tale da permettere di tentare un'altra classificazione, che permetta di utilizzare questo descrittore (la densità) in relazione ad altre caratteristiche ambientali. Pergent et al., (1995) hanno proposto così una classificazione in cui i valori di densità sono rapportati alla profondità e all'impatto antropico, identificando 4 classi. A dimostrazione della diversa valutazione del sistema ottenuta con le due classificazioni, si prenda il caso di una stazione a 35m che abbia una densità di 180 fasci m⁻². Secondo Giraud, la classe in cui ricade la stazione è la IV, assimilabile ad una prateria molto rada, ovvero ad una prateria o in regressione, o soggetta ad erosione o di nuova formazione. Al contrario, seguendo la classificazione di Pergent et al. (1995), il

valore osservato fa considerare normale la densità registrata a quella profondità o ancora, secondo la definizione data da Buia et al. (2003), come una prateria in equilibrio con le forzanti ambientali.

La difficoltà nella scelta dei descrittori per il sistema a *Posidonia oceanica* e della loro classificazione è essenzialmente legata ai dati caratterizzati da elevata eterogeneità legata a due fattori principali che hanno fortemente condizionato la scelta dei descrittori da utilizzare per la classificazione:

- 1) la differente scala spazio-tempore a cui rispondono i descrittori precedentemente menzionati (Buia e Mazzella, 2000; Buia, 2004)
- 2) i differenti descrittori campionati nei singoli programmi di monitoraggio.

L'importanza della scala spaziale, per quanto riguarda l'aspetto batimetrico, risulta evidente dall'esempio precedentemente riportato; l'aspetto biogeografico non è ancora stato indagato, a causa della differenza numerica di informazioni sulle praterie del bacino orientale del Mediterraneo (scarse) rispetto a quello occidentale (numerose).

Per quanto riguarda la scala temporale, si possono evidenziare comparti del sistema che hanno dinamiche temporali differenti e perciò difficilmente comparabili, secondo lo schema riportato in Tabella 4.

Tabella 4. Scala temporale delle variabili esaminate nei comparti epigeo ed ipogeo del sistema Posidonia

Comparto	Scala temporale	Variabile
Epigeo (foglie)	Stagionale	Lunghezza, larghezza, superficie e biomassa delle foglie; copertura prateria.
	Annuale	Produzione fogliare.
Ipogeo (rizomi)	Annuale	Densità della prateria; progressione o regressione dei limiti; produzione del rizoma.
	Pluriannuale	Produzione del rizoma

La scelta dei parametri per la classificazione di tale sistema è stata vincolata alle differenti scale spaziali e temporali a cui questo risponde (Buia, 2004). Così, a causa dell'elevata eterogeneità delle variabili esaminate e della loro differente tempistica di acquisizione, è stato necessario trascurare sia quei descrittori caratterizzati da variabilità stagionale sia quelli rilevati su un limitato numero di stazioni (come la diversità specifica delle comunità associate e quella genetica della pianta).

Si è giunti così alla selezione di 4 descrittori da utilizzare nella successiva analisi dei dati e di seguito riportati:

- 1) **Densità della prateria:** nr fasci /m²
- 2) **Produzione del rizoma:** mg/rizoma/anno
- 3) **Allungamento rizoma:** mm/rizoma/anno
- 4) **Produzione fogliare:** nr. foglie/anno

I parametri di produzione annuale della pianta, desunti attraverso la tecnica lepidocronologica, sono ottenuti omettendo dal computo i tre anni di retrodatazione più recenti, a causa delle modalità di crescita dei vari comparti della pianta (Flagella et al., 2004).

2.3.2 Tecniche di datamining

Per la modellizzazione del metodo di classificazione sono stati selezionati solo una parte delle stazioni al fine di utilizzare dati comparabili tra loro (es. descrittori analizzati e profondità comparabili) è stato deciso di utilizzare i dati dei ricercatori SZN (relativi a Sardegna e Campania) per un totale di 130 stazioni, mentre per la validazione del metodo sono stati classificati successivamente i dati relativi a Liguria e Toscana.

Ciascuna prateria è stata rappresentata da un vettore le cui componenti erano i descrittori selezionati. La matrice ottenuta dall'insieme dei vettori è stata suddivisa in gruppi omogenei rappresentati da praterie con caratteristiche quanto più simili possibili tra loro e più distanti da quelle degli altri gruppi.

La variabilità dei descrittori di *P. oceanica* lungo il gradiente di profondità imponeva che alle praterie appartenenti a ciascun gruppo fosse attribuito uno stato ecologico diverso, a seconda della profondità a cui erano impiantate.

Lo stato ecologico delle praterie appartenenti a ciascun gruppo è stato quindi valutato realizzando un sistema esperto che valutava la distanza della prateria dal centroide del gruppo di appartenenza in relazione alla profondità, quest'ultima valutata su tre livelli:

- 1) 0- 15 m
- 2) 16-30 m
- 3) oltre i 30 m

La variabilità dei descrittori lungo il gradiente batimetrico ha richiesto che la correlazione dei descrittori con l'impatto antropico fosse calcolata su singola profondità.

Nei casi in cui si disponeva di più stazioni di campionamento su una singola prateria, ad esempio lungo il gradiente batimetrico, lo stato di questa è stato definito dal valore medio delle singole stazioni.

Autoclass C, software scelto per l'analisi dati, è un programma di classificazione bayesiana non supervisionata. La teoria alla base di Autoclass è il clustering statistico, basato su un modello statistico misto finito. Il risultato dell'elaborazione di set di dati mediante l'uso del software Autoclass C è una caratterizzazione degli stessi attraverso relazioni, similitudini e differenze. Il software consente la suddivisione in classi (sottoinsiemi) dell'insieme dei dati.

A seconda delle operazioni di preparazione che intervengono sul dataset, è possibile l'individuazione ed il riconoscimento di pattern spaziali e temporali. La

classe che viene attribuita a ciascun elemento è un'etichetta che distingue un gruppo di elementi dagli altri, in base a caratteristiche comuni.

L'approccio di Autoclass C è di tipo probabilistico, in quanto viene fornita una probabilità di appartenenza di un elemento ad una certa classe.

Il formato dati richiesto dal software è il '*.db2' per cui è stato implementato un algoritmo che convertiva le tabelle Access in file.db2.

A seguito della necessità di identificare cinque classi di stato ecologico secondo le direttive europee, è apparsa evidente la difficoltà di relazionare in modo univoco con un semplice modello matematico i dati quantitativi con le valutazioni qualitative richieste.

L'utilizzo di tecnologie informatiche basate su un approccio più vicino all'intelligenza umana e alla conoscenza, piuttosto che a rigide schematizzazioni deterministiche della realtà, possono dimostrarsi di maggiore ausilio nel controllo di processi caratterizzati da elevato grado di incertezza. In particolare la **logica Fuzzy** (Zadeh, 1965) nata come teoria matematica per trattare dati vaghi ed imprecisi, è uno strumento matematico informatico di grande efficacia per trattare problemi di incertezza non probabilistica (Chavas, 2000).

Il ragionamento 'cosiddetto sfumato' dei sistemi fuzzy si basa sull'assunzione che un'ipotesi non sia mai completamente vera né completamente falsa ma abbia un suo "grado di verità" che inciderà sul risultato della classificazione. Il grado di verità dell'ipotesi è in realtà il grado di appartenenza del valore di input a quel determinato range (es: buono, elevato) e ciò è dovuto al fatto che questi range non sono nettamente separati ma si sovrappongono; ne deriva che il valore di una variabile di input potrebbe appartenere a due range con due differenti gradi di credibilità.

Quindi la classificazione si ottiene mediante l'utilizzo di una funzione di appartenenza che rappresenta una misura della dispersione dei punti dai centri dei cluster che si comportano come centri di aggregazione di massa.

L'applicazione della logica 'fuzzy' alla classificazione del sistema *Posidonia oceanica* ha seguito tre step:

I. Utilizzando le distanze eucldee è stato determinato un sistema di 5 centroidi per ciascuno dei tre intervalli batimetrici.

In questa prospettiva, è stato costruito un nuovo sistema di 5 centroidi (Figura 24):

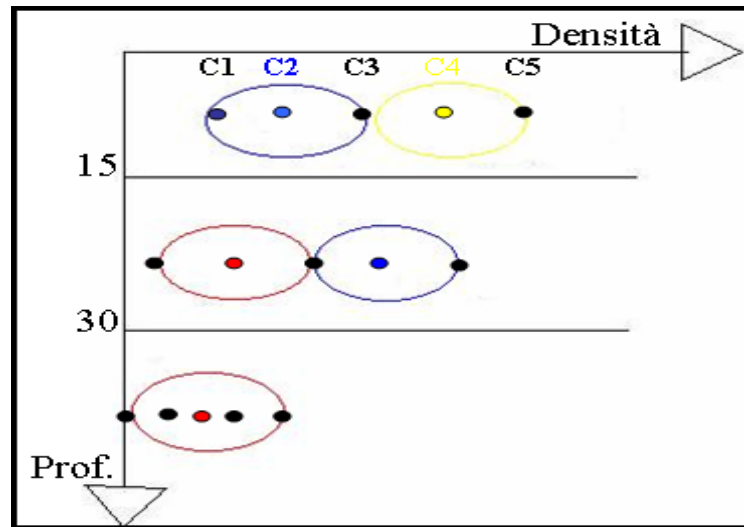


Figura 24: Nuovo sistema di centroidi determinato con le distanze eucldee.

L'appartenenza di ciascuna prateria ad ognuno dei nuovi centroidi è stata calcolata valutando per ciascuna di esse la funzione di appartenenza definita da Bezdek nel 1981:

$$A_{ki} = 1 / \sum_{j=1}^c [D_{ki} / D_{kj}]^{2/(m-1)}.$$

II. A ciascun centroide è stato assegnato un peso (P1,..., P5), variabile tra 0 ed 1 e crescente dal centroide più basso (C1) a quello più alto (C5). Infine, tramite la formula $P1 \cdot A1 + P2 \cdot A2 + P3 \cdot A3 + P4 \cdot A4 + P5 \cdot A5$ è stato elaborato un indice di qualità definito nell'intervallo [0, 1].

III. Dividendo il campo di esistenza dell'indice in 5 intervalli uguali sono state prodotte le 5 classi di qualità ecologica richieste dalla Direttiva 2000/60 CE (Figura 25).



Figura 25: Indice e classi di “qualità ecologica”.

2.3.3 Strumenti di Visualizzazione

I risultati dei processi di classificazione sono stati visualizzati graficamente e interpretati mediante il software Miner3D Access. A tale scopo i files di output del classificatore sono stati convertiti da un appropriato algoritmo in files di tipo Access, supportati dal suddetto software.

Miner3D Access Professional è un software per rappresentazioni multidimensionali (Figura 26). È un analizzatore di dati che fornisce una molteplicità di soluzioni per la rappresentazione grafica dei dati. Oltre ai soliti assi nello spazio tridimensionale X, Y, Z, esso dispone di ben altre 17 dimensioni di rappresentazione: colore, forma, dimensione, ecc.

Miner 3D è fornito degli strumenti “Selector” e “Calculator”; questi permettono l’analisi esplorativa dei dati e uniscono le informazioni visive con i calcoli statistici in tempo reale. Il selettore, infatti, effettuando delle ‘query’ sulla tabella Access di input, seleziona le sole informazioni che si desidera, mentre il calcolatore effettua diverse operazioni sui dati selezionati quali: conta, somma, media e calcolo delle percentuali.

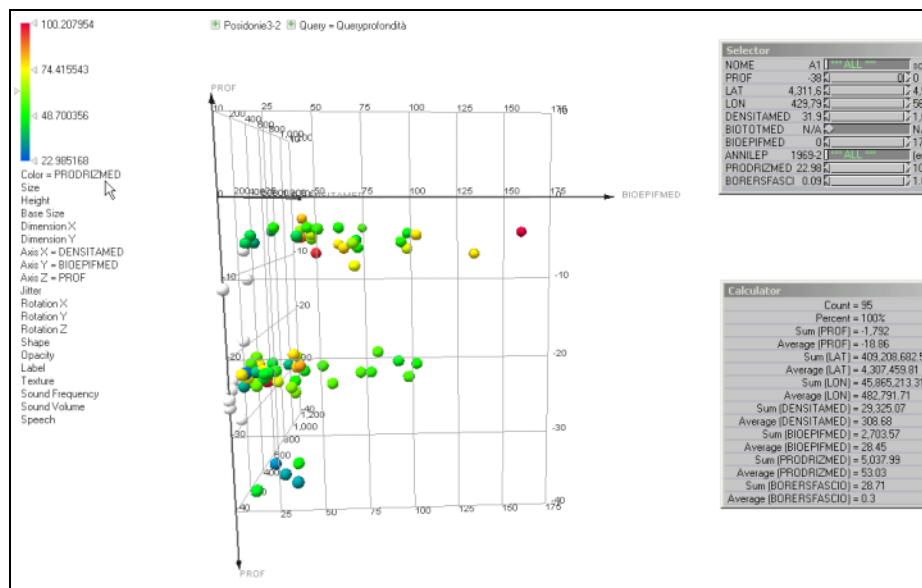


Figura 26: Esempio di rappresentazione grafica ottenuta con Miner 3D.

2.3.4 Sistema di riferimento

La Direttiva 2000/60 CE definisce le condizioni di riferimento come i valori degli elementi di qualità in stato ecologico elevato. In altre parole, le condizioni di riferimento devono rappresentare le condizioni biologiche (mediante la descrizione degli elementi di qualità) del sistema in stato ecologico migliore possibile, cioè col minore impatto antropico possibile, a cui assegnare il valore di “stato elevato” (Casazza et al, 2004).

Nella fase di formulazione del sistema di classificazione, erano stati individuati dei criteri per la scelta a priori dei siti di riferimento in modo che detti siti risentissero il meno possibile degli effetti di antropizzazione.

Si è passati quindi alla scelta dei fattori utili all'individuazione dei siti di riferimento, per ogni tipologia stabilita. In ordine di priorità, è stata presa in considerazione:

1. Appartenenza ad un'Area Marina Protetta (AMP), ad un'Area a Tutela Biologica (ATB) o comunque ad un'area interdetta alle attività antropiche

(es. carcere di massima sicurezza) (Franceschetti et al., 1999; <http://www.parks.it>);

2. anno di istituzione della protezione;
3. zonizzazione dell'area marina in cui giace la stazione (zona a tutela A, B o C);
4. destinazione d'uso dei suoli;
5. distanza dalla costa;
6. distanza dai centri urbani;
7. eventuali altre considerazioni.

Queste informazioni sono state reperite mediante una rappresentazione cartografica digitale su supporto di tipo GIS, preventivamente implementata con i nostri dati, completa di destinazione d'uso dei suoli (progetto CORINE Land Cover,

http://www.mais.sinanet.apat.it/cartanetclc2000/clc2000/consulta_cartografi_a.asp) e foto aeree delle coste interessate (Figura 27 e Figura 28).

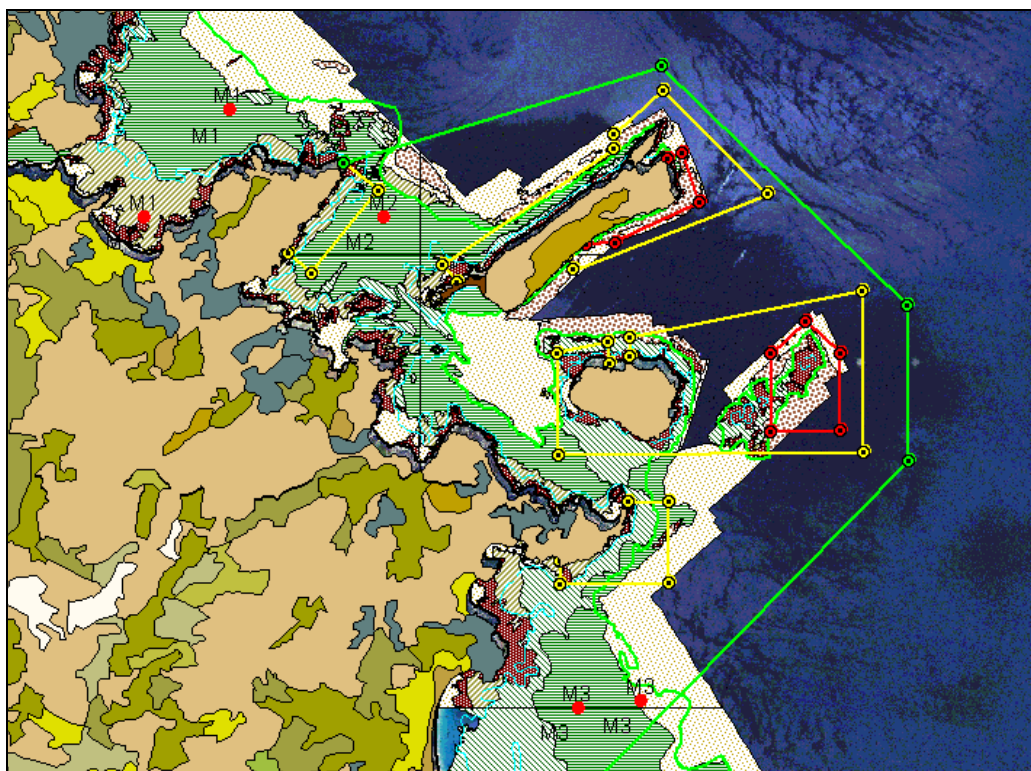


Figura 27: Land Use e zonizzazione dell'Area Marina Protetta di Tavolara – P.ta Coda Cavallo.

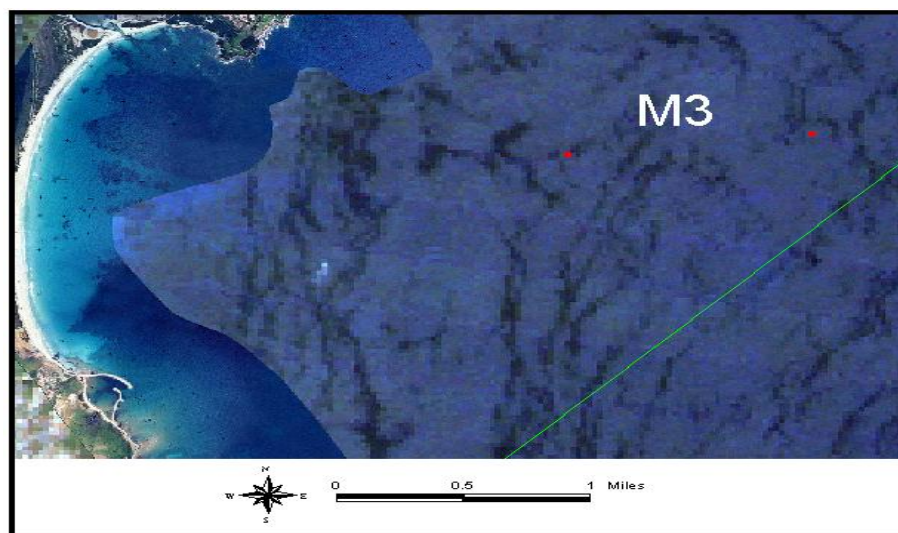


Figura 28: Particolare della costa prospiciente la prateria di San Teodoro (Tavolara – Sardegna).

2.4. Sistema di classificazione vs Pressione antropica

La rispondenza all'impatto antropico sia dei descrittori prescelti che dell'indice ottenuto è stata valutata mediante confronto con l'indice di pressione antropica sviluppato da programmi nazionali per le regioni Liguria, Toscana e Sardegna.

2.4.1 *LIGURIA*

La Regione Liguria ha portato avanti il Progetto Territoriale Regionale per lo Sviluppo e la salvaguardia del territorio (www.ptr2003.regione.liguria.it).

La pressione antropica è stata costruita attraverso l'incrocio critico tra la densità insediativa delle sezioni censuarie (1991), in scala 1:25.000, e i dati della carta dell'uso e copertura del suolo (2000), in scala 1:25.000.

Le diverse categorie sono state opportunamente pesate attribuendo valori diversi, in relazione ai diversi gradi di pressione antropica, poi moltiplicate con i valori attribuiti alle classi di densità, come illustrato nella Tabelle 5 e 6.

Tabella 5. Categorie di pressione antropica. I valori indicati con l'asterisco (*) sono stati forzati, per correggere alcune imprecisioni dovute alla forma delle sezioni censuarie, ad esempio dove le zone arbustate si incrociano con valori di densità maggiori di 100 ab/Kmq (dato ritenuto non affidabile), oppure dove, nel caso di zone aeroportuali e portuali, il valore di densità uguale a 1 portava troppo in basso il valore risultante.

	valori densità insediativa (ab/Kmq)	maggiore di 10.000	tra 10.000 e 3.500	tra 3.500 e 1.000	tra 1.000 e 300	tra 300 e 100	tra 20 e 100	tra 0 e 20
categorie uso del suolo (1)	valore attribuito	7	6	5	4	3	2	1
Sa, Po, IC, AF, Ae	6	42	36	30	24	18	12	12*
Di, D	5	35	30	25	20	15	10	5
S, Es, Ca, Ar,	4	28	24	20	16	12	8	4
VU, V, Sf, Se, OF, O, M, F, CS, C	3	21	18	15	12	9	6	3
OA, RB	2	14	12	9*	8	6	4	2
U, T, RA, R, Pr, L, Fr, E, CT, CM, AT, AM, AC, A	1	2*	2*	2*	2*	2*	2	1

Tabella 6. Descrizione degli impatti antropici e relativi valori.

CODICE	DESCRIZIONE	valore
Sa	AREE INSEDIATE SATURE	6
Po	AREE PORTUALI	6
IC	AREE INDUSTRIALI E/O COMMERCIALI	6
AF	RETI AUTOSTRADALI, FERROVIARIE E SPAZI ACCESSORI	6
Ae	AEREOPORTI	6
Di	AREE INSEDIATE DIFFUSE	5
D	DISCARICHE	5
S	PREVALENZA DI SERRE	4
Es	AREE ESTRATTIVE ANCHE ABBANDONATE O IN VIA DI RIQUALIFICAZIONE	4
Ca	CANTIERI	4
Ar	SPIAGGE SABBIOSE E CIOTTOLOSE	4
VU	AREE VERDI URBANE	3
V	VIGNETI	3
Sf	PRATO SFALCIABILE IN USO O IN ABBANDONO O VEGETAZIONE ERBACEA IN AMBIENTE URBANO	3
Se	SEMINATIVO SEMPLICE E ARBORATO	3
OF	PREVALENZA DI COLTURE ORTOFLORICOLE IN PIENA ARIA E VIVAI	3
O	OLIVETI	3
M	AGRICOLE MISTE (AGRICOLE BOSCADE NATURALI)	3
F	FRUTTETI ED AGRUMETI	3
CS	COLTURE PERMANENTI ASSOCIATE A COLTURE SPECIALIZZATE	3
C	CASTAGNETI DA FRUTTO	3
AS	AREE SPORTIVE E RICREATIVO-TURISTICHE	3
RB	COSTA ROCCIOSA: BATTIGIA	2
OA	OLIVETI ABBANDONATI	2
U	ZONE UMIDE	1
T	CORSI D'ACQUA, CANALI	1
RA	COSTA ROCCIOSA: ALTA	1
R	ROCCE NUDE, DETRITI DI FALDA CON SPORADICA VEGETAZIONE	1
Pr	PRATERIE E/O PRATERIE ARBUSTATE	1
L	BACINI D'ACQUA	1
FR	FORMAZIONI RIPARIALI COMPREDENTI I RELATIVI CORSI D'ACQUA E CANALI	1
E	AREE CALANCHIVE E/O IN FORTE EROSIONE	1
CT	BCT (CONIFERE MARITTIME E COLLINARI: pinastro,pino di Aleppo,pino domestico)	1
CM	BCM (CONIFERE SUBMONTANE, MONTANE E/O SUBALPINE: pino nero,pino silvestre,abete bianco,abete rosso,larice,etc)	1
AT	BAT (ANGIOSPERME MARITTIME E COLLINARI: leccio,roverella,carpino nero,orniello,etc)	1
AM	BAM (ANGIOSPERME SUBMONTANE, MONTANE E/O SUBALPINE: castagno,faggio,etc)	1
AC	BOSCHI DI ANGIOSPERME E DI CONIFERE	1
A	ARBUSTETO TERMOFILO E/O MESOFILO	1
Ma	ACQUE MARITTIME	0

I valori attribuiti sono poi stati divisi in 5 classi di pressione antropica, a cui corrispondono 5 colori (Tabella 7).

Tabella 7. Classi di pressione antropica.

PRESSIONE ANTROPICA	valori numerici corrispondenti
massima	$x > 30$
medio alta	$28 > x > 10$
media	$9 > x > 6$
medio bassa	$5 > x > 3$
minima	$x < 2$

L'immagine della Liguria che risulta dalla lettura di questa carta descrive un territorio che è caratterizzato da una fortissima dicotomia tra paesaggio costiero fortemente abitato, utilizzato, trasformato e un paesaggio interno (che corrisponde alla maggior parte del territorio) dove al numero limitato di abitanti corrisponde anche l'assenza di azioni di utilizzo del territorio da parte dell'uomo. Si tratta di paesaggi naturali di grande interesse ma anche di estese parti di paesaggio in cui l'abbandono di attività agricole o di utilizzo dei boschi determina vaste aree in trasformazione (www.ptr2003.regione.liguria.it).

2.4.2 TOSCANA

Indice costruito nell'ambito del progetto DesertNet CNR "Monitoraggio ed azioni di lotta alla desertificazione nella regione mediterranea europea" (INTERREG IIIB MEDOCC) in collaborazione con il LaMMA (Laboratorio di Monitoraggio e Modellistica ambientale per lo sviluppo sostenibile), concluso nel 2000.

Sono molteplici i fattori antropici che esercitano uno stress sul territorio aumentandone la vulnerabilità: incremento demografico; agricoltura intensiva; abbandono dei terreni; sovra-pascolamento; turismo.

L'indice complessivo di pressione antropica (HPI: Human Pressure Index) mostra la pressione esercitata sul territorio dai diversi fattori legati alle fluttuazioni demografiche. L'indice considera sia la densità di popolazione che quella turistica nel 2001 e le rispettive variazioni percentuali rispetto al passato.

Calcolo indice HPI:

$$(\text{Densità di popolazione}_{2001} * \text{Variazione \% densità di popolazione}_{2001-1961} * \text{Densità turistica}_{2001} * \text{Variazione \% densità turistica}_{2001-1993})^{1/4}$$

Uno dei fattori presi in considerazione nella costruzione dell'HPI che merita una certa considerazione è il turismo, che in Toscana costituisce un elemento di pressione importante (Figura 29). Alcune aree infatti sono esposte ad un forte incremento demografico in circoscritti periodi dell'anno, soprattutto in estate, con una conseguente pressione sul territorio e sulle risorse idriche che va a sommarsi a quella esercitata dal clima (<http://www.case.ibimet.cnr.it/desertnet>).

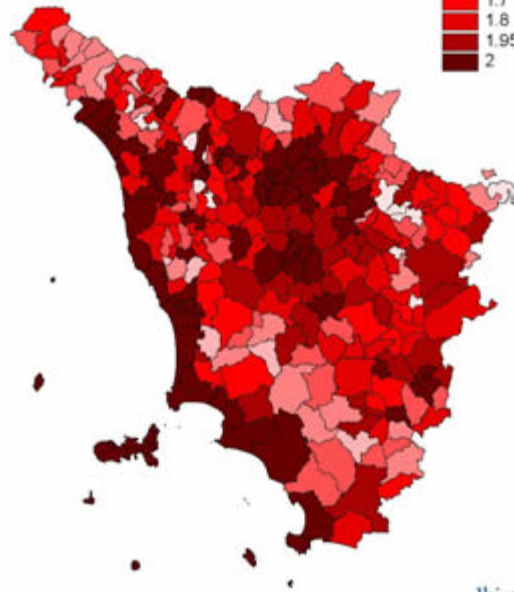
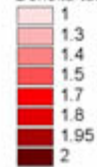
Densità turistica anno 2000

Scala 1:1.500.000

20 0 20 40 Kilometers

SISTEMA DI PROIEZIONE: UTM-32N
 ELLIPSOIDE DI RIFERIMENTO: WGS84
 COORDINATE ESTREME: Xmin 548124, Xmax 787624, Ymin 4870770, Ymax 4933770
 UNITA' DI MISURA: metri
 RISOLUZIONE: 500m

Densità turistica



ANALISI ED ELABORAZIONE DATI
 Progetto DESERTNET
 Istituto di Scienze e Tecnologie per il Cambiamento (ISTC-CNR)
 Firenze - Settembre 2004



Figura 29. Classi di densità turistica per la regione Toscana.

2.4.3 SARDEGNA

Ad ottobre del 2005 l'ISPRA e la Regione Sardegna, grazie all'avvio di una convenzione, hanno cofinanziato la realizzazione di Carta della Natura alla scala 1:50.000 sull'intero territorio regionale. I lavori sono stati affidati dalla Regione Sardegna all'Università degli Studi di Sassari. I tecnici dell'ISPRA hanno collaborato fin dall'inizio garantendo l'applicazione della metodologia adottata a livello nazionale.

La carta degli Habitats, della stima del Valore Ecologico, della Sensibilità Ecologica, della Pressione Antropica e della Fragilità Ambientale, riguardanti la regione Sardegna, sono stati completati nell'aprile 2011 (<http://www.isprambiente.gov.it/it/servizi-per-lambiente/sistema-carta-della-natura/carta-della-natura-alla-scala-1-50.000/sardegna>).

Per quanto riguarda il presente lavoro di Tesi, l'indice di Pressione Antropica rappresenta il disturbo complessivo di origine antropica che interessa gli ambienti all'interno di una unità fisiografica di paesaggio. L'indice (come per le altre regioni) è portato in una scala continua di valori tra 0 e 1, con la suddivisione in cinque classi.

Gli indicatori che concorrono alla valutazione della pressione antropica sono:

- carico inquinante complessivo calcolato mediante il metodo degli abitanti equivalenti;
- impatto delle attività agricole;
- impatto delle infrastrutture di trasporto (stradale e ferroviario);
- sottrazione di territorio dovuto alla presenza di aree costruite;
- presenza di aree protette, inteso come detrattore di pressione antropica.

Vista la complessità del metodo di calcolo, per l'integrazione dei suddetti indicatori si rimanda al manuale della Carta della Natura 1:50.000.

3. Risultati

3.1. Il Data Base relazionale

Il programma ha dato la possibilità di raccogliere un grandissimo numero di dati (circa 520.000), provenienti da diverse campagne studio sul sistema a *P. oceanica*. Tale mole di dati di diversa tipologia e frequenza, insieme alla natura gerarchica degli stessi, ha richiesto la necessità di adottare un efficiente sistema di gestione relazionale, l'RDBMS.

Il processo di costruzione del data base ha previsto tre fasi:

I. Progettazione

II. Implementazione (creazione di un sistema automatizzato per l'alimentazione)

III. Validazione e Collaudo

3.1.1 Progettazione

In questa fase si è definita la struttura del data base relazionale e si sono stabilite le entità e le relazioni tra di esse.

Si è stabilito di realizzare una base di dati che permettesse di ripartire l'insieme delle variabili in più "oggetti" organizzati secondo uno schema gerarchico del tipo ' Regione - Transetto – Stazione - Subarea – Fascio - Anno lepidocronologico – Foglia' (Figura 30).

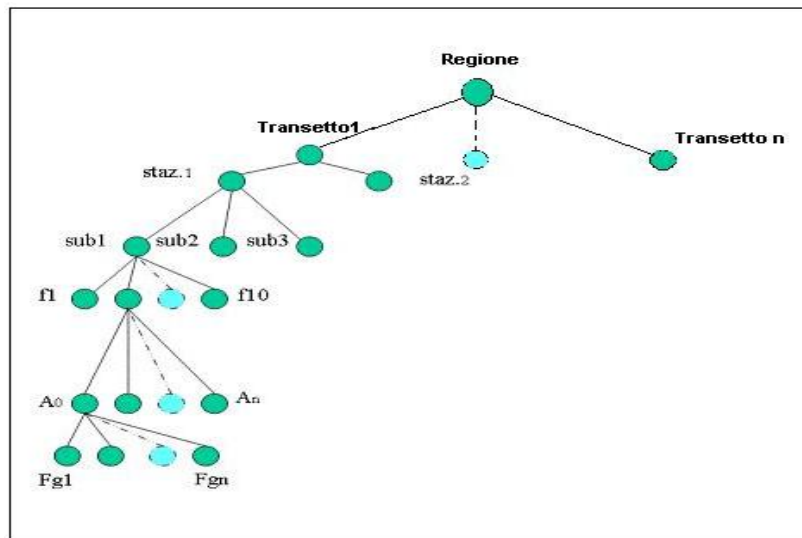


Figura 30. Modello gerarchico "top-down". Dalla prima all'ultima, le gerarchie elencate sono: Regione, Transetto, Stazione, Sub-area, Fascio, Anno, Foglia.

In riferimento al modello top-down, le gerarchie presenti nello schema sono state analizzate e sostituite da entità e relazioni. In questo modo gli oggetti diventano entità e le associazioni diventano relazioni del tipo “ appartiene a ”, con cardinalità uno a molti, in quanto ad un’istanza di ogni entità corrispondono molte istanze dell’entità del livello inferiore (es: ad ogni stazione appartengono trenta rizomi). Nella successiva fase di ristrutturazione sono state eliminate le variabili che potevano essere ridondanti perché derivabili da altre. Per quel che riguarda la scelta degli identificatori si è stabilito di creare degli appositi attributi contenenti un codice numerico di tipo progressivo (contatore), denominato “ID”. Per ciò che concerne gli identificatori esterni, essi sono stati nominati in riferimento all’entità di cui sono chiave esterna, ad esempio “ID_Fascio” è chiave esterna verso l’entità “Fascio”. In questa fase di riorganizzazione dello schema logico, si è prodotto quello che si definisce lo schema E-R ristrutturato, finalizzato ad una rappresentazione dei dati che tenga conto degli aspetti realizzativi.

Successivamente, si è passati alla traduzione dello schema E-R ristrutturato e alla definizione dello schema logico finale, ovvero dello schema relazionale. Questa fase è stata caratterizzata dalla generazione delle relazioni (tabelle)

corrispondenti alle entità dello schema E-R ristrutturato: si definisce il nome della tabella, si specificano le proprietà degli attributi (nome, dominio).

In questa fase è stata costruita la base di dati ed è stato prodotto il codice dei programmi. Essa coincide con la fase di implementazione.

3.1.2 Implementazione

Essa è consistita nella realizzazione del sistema informativo secondo la struttura e le caratteristiche definite nelle fasi di progettazione precedenti. Le informazioni espresse nei fogli di calcolo MS Excel sono state codificate in informazioni organizzate secondo la struttura relazionale progettata. Questa procedura, che prende il nome di encoding (Figura 31), corrisponde al trasferimento dei dati dalle tabelle Excel alle tabelle relazionali Access.



Figura 31. Flusso dei dati nel processo di encoding

Per fare ciò è stato necessario importare preventivamente tutte le tabelle Excel in un Database Access non relazionato né normalizzato, mediante la procedura di importazione guidata che lo stesso Access prevede, in cui si selezionano gli attributi da trasferire e si definiscono le proprietà dei campi della tabella Access. Prima dell'importazione guidata si è resa necessaria una fase di pre-processazione delle tabelle Excel, finalizzata ad una rappresentazione delle stesse che rispecchiasse le esigenze di importazione (eliminazione delle informazioni aggiuntive quali intestazioni di colonna, variabili derivate da altre, grafici, legende, eliminazione delle ridondanze dovute a repliche, ecc.).

1500 tabelle Excel sono state inserite nel database, derivanti dai diversi Programmi di monitoraggio. La successiva alimentazione del data base

relazionale è stata automatizzata tramite la realizzazione di alcuni moduli Visual Basic for Applications (VBA), creati all'interno dell'apposito ambiente di sviluppo in Access.

Il risultato è il Data Base Relazionale presentato in Figura 32.

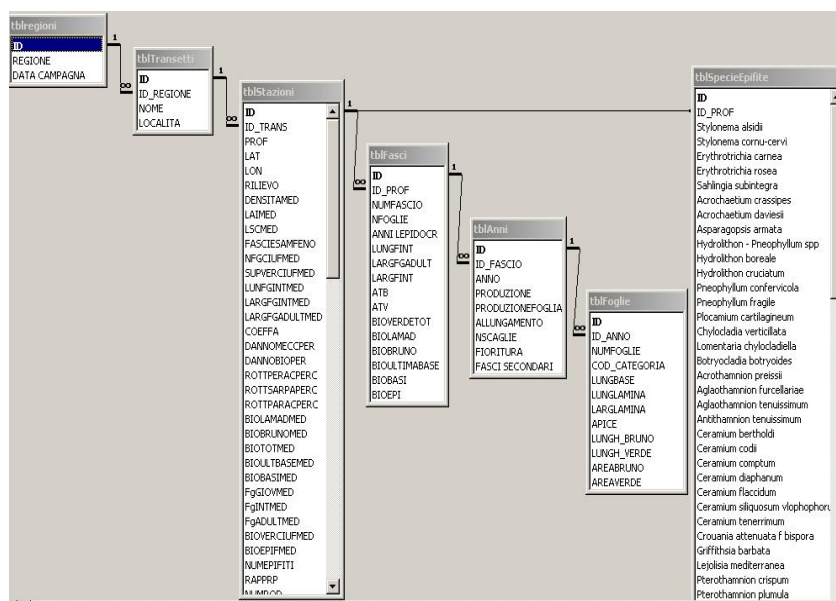


Figura 32. Rappresentazione del Data base relazionale creato

3.1.3 Validazione e collaudo

In questa fase è stata verificata la veridicità e la relazione dei dati (v. Materiale e Metodi).

La banca dati così realizzata è risultata strutturata in 8 tabelle relazionate che, nel loro insieme, gestiscono un totale di 241 variabili, il tutto memorizzato in un database Access che alloca una memoria di 6.50 Mb. È rilevante a questo punto apprezzare la differenza di memoria allocata che sussiste tra questo Data Base e quello "provvisorio" non normalizzato né relazionato (15.8 Mbyte).

In Tabella 8 viene riportata la struttura delle diverse relazioni in termini di numero di campi (variabili) e records (eventi).

Tabella 8. Campi e records del Data Base "Posidonia".

DATABASE RELAZIONALE “Db_Posidonia”		
RELAZIONI	CAMPI	RECORDS
Tb1Regioni	1	7
Tb1Transetti	4	108
Tb1Stazioni	104	148
Tb1Specie_Epifite	91	73
Tb1Medie_Annuali	4	1396
Tb1Fasci	15	3549
Tb1Anni	8	29679
Tb1Foglie	11	17681

3.2. Sistema di Classificazione

3.2.1 *Tipologie di riferimento*

Come richiesto dalla WFD 2000/60 è stato necessario definire alcuni siti di riferimento utilizzati successivamente nel sistema di classificazione.

Valutando i fattori scelti per l'individuazione a priori dei siti di riferimento, sono state selezionate alcune stazioni da considerarsi come “bianco” per le sei tipologie individuate (Tabelle 9, 10, 11).

Le stazioni di riferimento per ogni tipologia sono dislocate in aree marine protette ed in aree a tutela biologica.

16 praterie così individuate sono situate nelle AMP di Villasimius (5 stazioni nei transetti P), Asinara (4 stazioni nei transetti H e G), Tavolara (2 stazioni nei transetti M), Sinis-Maldiventre (2 stazioni nei transetti D), e nell'Area a Tutela Biologica (ATB) di P.ta Licosu (3 stazioni Lic).

Tabella 9. Praterie di riferimento per le tipologie ‘superficiale – costa sabbiosa’ e ‘superficiale –costa rocciosa’

	AMP	ANNO ISTITUZIONE	AREA	LANDUSE	DISTANZA COSTA (m)	DISTANZA ZONE URBANE (m)	NOTE
STAZIONI SUPERFICIALI COSTA SABBIOSA	ASINARA	1997	B	Boschi, vegetazione, pascoli naturali	90	11500	Area B dista 1500 m
	CAPO CARBONARA	1999	C	Spiaggia, boschi, colture, tessuto urbano	700		

	AMP	ANNO ISTITUZIONE	AREA	LANDUSE	DISTANZA COSTA (m)	DISTANZA ZONE URBANE (m)	NOTE
STAZIONI SUPERFICIALI COSTA ROCCIOSA	SINIS MALDIVENTRE	1997	B	Seminativi, paludi salmastre	9000	11500	Area A dista 1400 m
	ASINARA	1997	B	Vegetazio ne rada	120		
	CAPO CARBONARA	1999	C	Vegetazione rada Boschi di conifere	1800	4200	Area B dista 180 m
	CAPO CARBONARA	1999	C	Vegetazione, boschi, colture, tessuto urbano	224	1100	

Tabella 10. Praterie di riferimento per le tipologie ‘profonda – costa sabbiosa’ e ‘profonda –costa rocciosa’.

	AMP	ANNO ISTITUZIONE	AREA	LANDUSE	DISTANZA COSTA (m)	DISTANZA ZONE URBANE (m)	NOTE
STAZIONI PROFONDE COSTA SABBIOSA	ASINARA	1997	B	Seminativi, aree non irrigue, vegetazione rada	700		
	TAVOLARA	1997	C	Centro urbano, colture agrarie, stagni, fiumi	2100	2100	Area B dista 3000 m
	CAPO CARBONARA	1999	C	Spiaggia, boschi, colture, tessuto urbano	1400	2100	Area B dista 180 m

	AMP	ANNO ISTITUZIONE	AREA	LANDUSE	DISTANZA COSTA (m)	DISTANZA ZONE URBANE (m)	NOTE
STAZIONI PROFONDE COSTA ROCCIOSA	SINIS MALDIVENTRE	1997	B	Seminativi, paludi salmastre	8800	11500	Area B dista 2000 m
	TAVOLARA	1997	C	Vegetazione rada sclerofila	1400	3300	Area B dista 550 m
	CAPO CARBONARA	1999	C	Vegetazioni, boschi, colture	11500	4000	Area A dista 180 m
	CAPO CARBONARA	1999	C	Vegetazioni, boschi, colture	1500	1500	

Tabella 11. Praterie di riferimento per le tipologie ‘limite – costa sabbiosa’ e ‘limite –costa rocciosa’.

	AMP	ANNO ISTITUZIONE	AREA	LANDUSE	DISTANZA COSTA (m)	DISTANZA ZONE URBANE (m)	NOTE
STAZIONI LIMITE COSTA SABBIOSA	TAVOLARA	1997	C	Centro urbano, colture agrarie, stagni, fiumi	3500	3500	Area B dista 28000 m

	AMP	ANNO ISTITUZIONE	AREA	LANDUSE	DISTANZA COSTA (m)	DISTANZA ZONE URBANE (m)	NOTE
STAZIONI LIMITE COSTA ROCCIOSA	PUNTA LICOSA (ATB)	1991		Vgetazione sclerofila	1900	5000	

3.2.2 Datamining e visualizzazione

Per ogni livello di aggregazione o livello gerarchico dei dati (vedi anche modello top-down di Figura 30) tramite una query, dal DataBase è stato possibile estrarre un subset di dati, detto "training set", che rappresenta il fuoco d'interesse per l'elaborazione con "Autoclass C" (Cheeseman and Stutz, 1995). In termini di Data Warehouse esso prende il nome di “Data Mart”. Ogni subset è una tabella in cui i campi sono i parametri selezionati, i record sono i vettori delle caratteristiche della prateria, della pianta o del singolo comparto, a seconda del livello di aggregazione scelto per i dati. Il primo passo dell’esplorazione dei dati è stata l’analisi del livello più alto di aggregazione: la prateria. Una tabella avente come campi le metriche riportate in Tabella 12 è stata estratta dal Database, convertita in un file tipo "db2" mediante un apposito algoritmo e fornita come input al software Autoclass C. Il risultato dell’elaborazione del set

di dati mediante l'uso del classificatore automatico è stato una caratterizzazione dello stesso attraverso relazioni, similitudini e differenze delle 4 metriche utilizzate. Il software ha realizzato una suddivisione in classi (sottoinsiemi) del set di dati e la classe che è stata attribuita a ciascun elemento è un'etichetta che distingue un gruppo di elementi dagli altri, in base a caratteristiche comuni.

Tabella 12. Descrittori di classificazione e relativa influenza nel processo di clustering.

Descrittore	Influenza globale
Densità (nr. ciuffi/m ²)	0.735
Allungamento del rizoma (mm/anno)	0.528
Produzione del rizoma (mg/anno)	0.528
Produzione fogliare (nr. foglie/anno)	0.318

A tal proposito, si sottolinea che il software ha effettuato una classificazione di tipo non supervisionato che ha seguito la "naturale" disposizione dei dati nello spazio degli stati, generando un numero di classi che non è quello assegnato a priori dalla Direttiva CE 60/2000.

Sono stati individuati 3 raggruppamenti con una probabilità media di appartenenza dei casi elevata: 97.24%. Questi raggruppamenti sono caratterizzati da combinazioni di valori numericamente decrescenti dal cluster 1 al 3, individuando pertanto un **cluster Elevato**, uno **Medio** ed uno **Basso** (Tabella 13).

Tabella 13. Valori medi (\pm errore standard) nei tre cluster.

Cluster 1: Elevato	media \pm e.s.
Produzione del rizoma (mg/anno)	72.27 \pm 4.61
Allungamento del rizoma (mm/anno)	10.34 \pm 0.38
Produzione fogliare (nr foglie/anno)	7.47 \pm 0.096
Larghezza foglia intermedia più lunga (cm)	0.86 \pm 0.016
Densità (nr ciuffi/m ²)	619.00 \pm 40.49
Cluster 2: Medio	
Produzione del rizoma (mg/anno)	65.14 \pm 1.96
Allungamento del rizoma (mm/anno)	7.43 \pm 0.19
Produzione fogliare (nr foglie/anno)	7.21 \pm 0.06
Larghezza foglia intermedia più lunga (mm)	0.91 \pm 0.005
Densità (nr ciuffi/m ²)	277.00 \pm 9.98
Cluster 3: Basso	
Produzione del rizoma (mg/anno)	37.62 \pm 2.71
Allungamento del rizoma (mm/anno)	5.59 \pm 0.29
Produzione fogliare (nr foglie/anno)	6.93 \pm 0.1
Larghezza foglia intermedia più lunga (mm)	0.82 \pm 0.015
Densità (nr ciuffi/m ²)	168.00 \pm 13.62

Si è quindi passati alla classificazione dei bianchi, ossia all'analisi della loro distribuzione all'interno dei cluster: le praterie superficiali di riferimento si sono posizionate nel **cluster 1**, quelle profonde nel **cluster 2** e quelle limite nel **cluster 3**, indipendentemente dalla tipologia della costa (Figura 33).

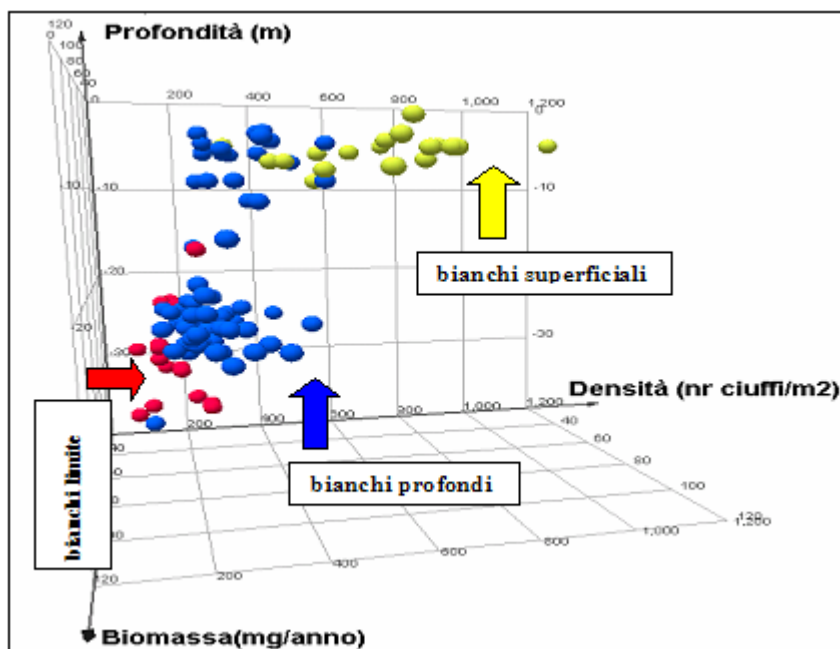


Figura 33. Rappresentazione 3D dei tre cluster e individuazione delle condizioni di riferimento.

In questa fase, le praterie di riferimento sono state considerate traccianti dello stato naturale del sistema a *Posidonia oceanica*. Operando in questo modo, le classi in cui il software ha posizionato tali markers sono rappresentative dello "stato naturale" o "ottimale" delle praterie.

Da questa analisi, si ricava che il cluster 1 può essere considerato rappresentativo dello "stato naturale" o "ottimale" delle praterie superficiali; il cluster 2 può essere rappresentativo dello "stato naturale" o "ottimale" delle praterie profonde e infine il cluster 3 individua lo "stato naturale" o "ottimale" delle praterie sul limite inferiore.

Grazie all'elaborazione grafica ottenuta con il software Miner 3D (<http://www.miner3d.com>), è stata possibile una prima classificazione delle praterie per fascia batimetrica. Infatti, come si evince dalla Figura 34, le praterie superficiali e quelle profonde possono raggrupparsi in due classi, di cui una corrispondente allo "stato naturale" o "ottimale" e una seconda corrispondente ad uno "stato non naturale" o "non ottimale". Per le praterie sul limite, l'unica classe emersa riflette lo "stato naturale" o "ottimale" dei siti vicino al limite di

distribuzione della specie. D'altronde, la presenza di praterie a profondità (38m) di gran lunga maggiori rispetto alla media mediterranea, conferma le buone condizioni a cui si trovano queste praterie.

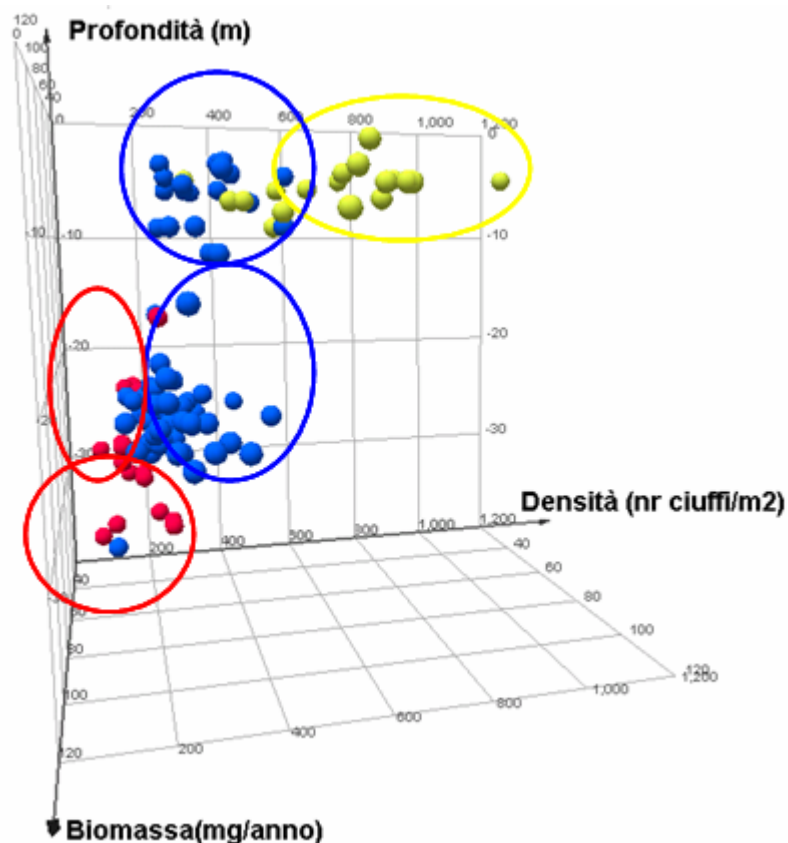


Figura 34. Schematizzazione delle due condizioni di stato delle praterie superficiali e profonde e dell'unica condizione di stato delle praterie sul limite inferiore.

Analizzando singolarmente le praterie sulla base della classificazione ottenuta si osserva che:

1. Il 25% delle praterie è in **“stato non naturale”** (in verde nella Figura 35);
2. Il 50% delle praterie superficiali è **“in stato non naturale”** (in verde nella Figura 36);

3. Il 13% delle praterie profonde è in “**stato non naturale**” (in verde nella Figura 37);
4. Il 91% delle stazioni sul limite inferiore è in “**stato naturale**”.

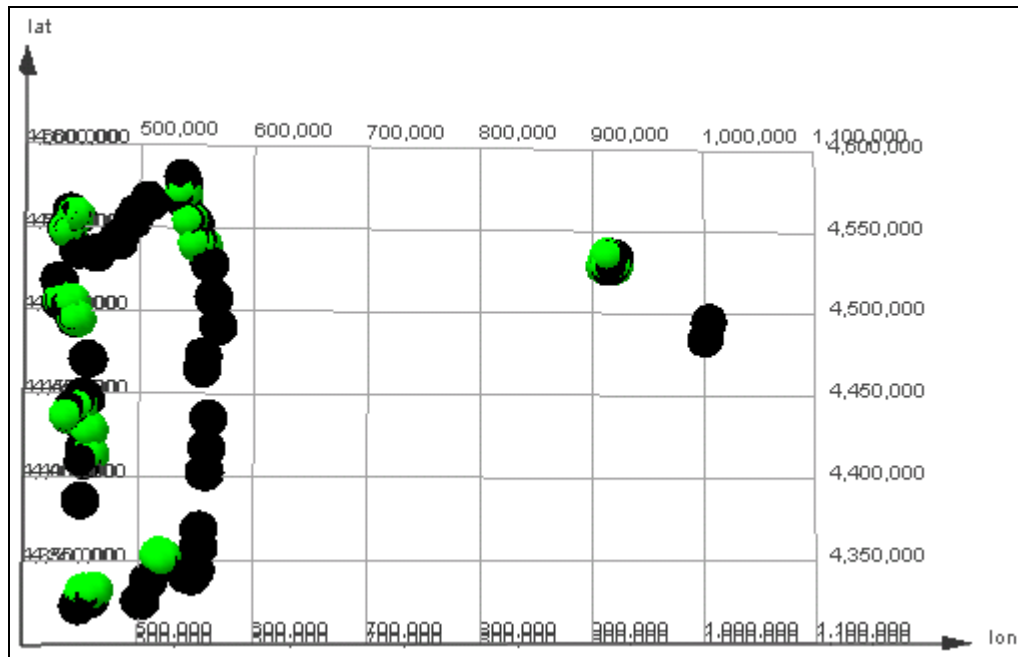


Figura 35. Praterie analizzate divise in “stato naturale” (nero) e “stato non naturale” (verde).

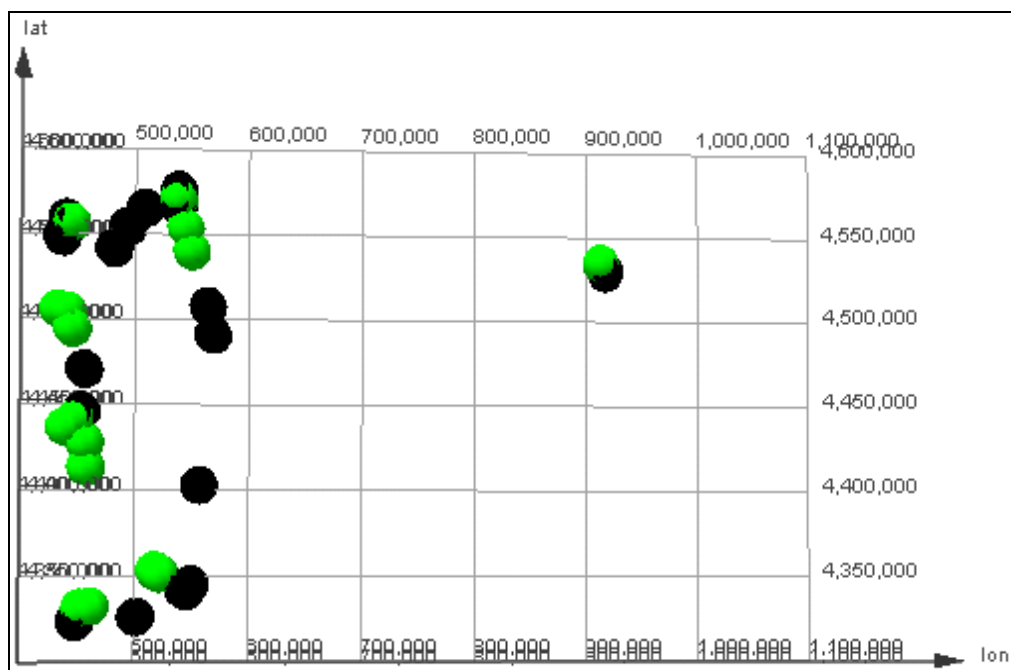


Figura 36. Praterie superficiali divise in “stato naturale” (nero) e “stato non naturale” (verde).

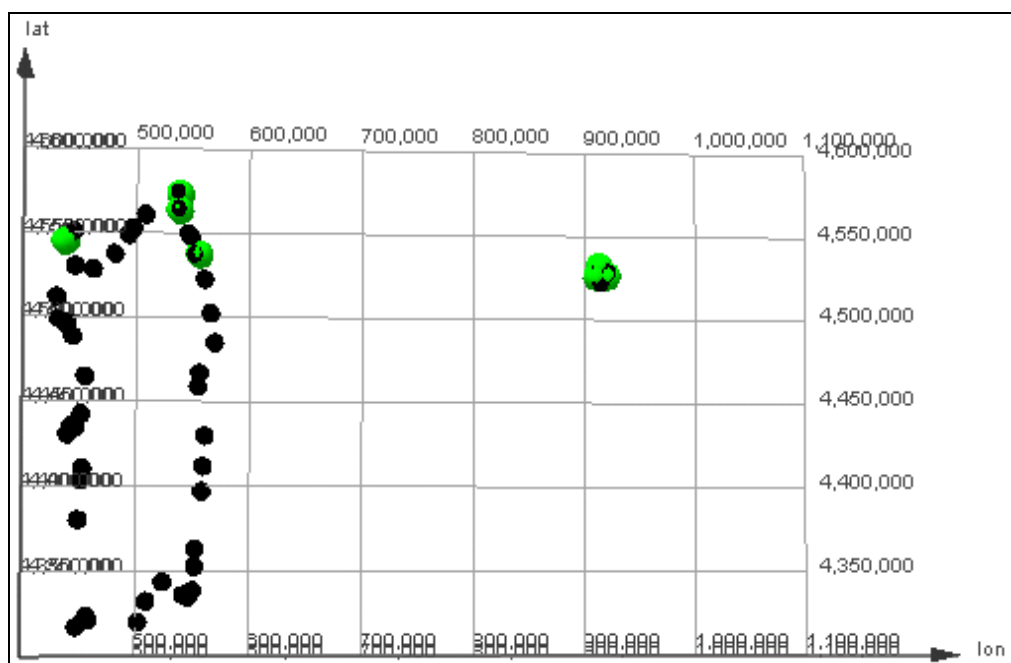


Figura 37. Praterie profonde divise in “stato naturale” (nero) e “stato non naturale” (verde).

Tuttavia la suddivisione delle praterie in due sole classi di “stato ecologico” non è adeguata a rappresentare la diversa intensità con cui le pressioni antropiche agiscono sulla fascia costiera. Non a caso, al fine del raggiungimento di uno standard di qualità, la Direttiva 2000/60 CE richiede la classificazione delle acque in 5 stati di “qualità ecologica”.

In questa prospettiva, partendo dalle condizioni di “stato naturale” e “non naturale”, è stato costruito un nuovo sistema di 5 centroidi (descritto nel capitolo 2: Materiale e metodi), elaborando in tal modo un indice di qualità definito nell’intervallo [0 , 1] (Figura 38).

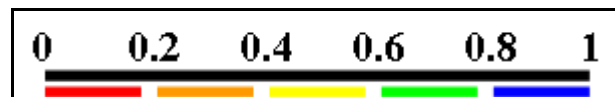


Figura 38. Indice e classi di “qualità ecologica”.

3.2.3 Scelta dei siti di riferimento

Successivamente, è stato osservato come si classificano le stazioni scelte a priori come tipologia di riferimento. Secondo il modello da noi proposto si osserva che, nonostante il basso livello antropico delle stazioni da noi individuate, solo una stazione raggiunge lo stato elevato che dovrebbe contraddistinguere i siti di riferimento (Tabella 14). Per queste, infatti, il modello attribuisce un valore di appartenenza più elevato ai centroidi c3 e c4 rispetto al centroide c5 che rappresenta la prateria in stato “naturale” più distante dallo stato “non naturale”, cioè il c1.

Tabella 14. Indici di qualità e relativo stato ecologico dei siti considerati a priori a basso livello di antropizzazione e quindi scelti come siti di riferimento (per le sigle si rimanda al testo).

Sito	Prof	Indice di qualità e stato ecologico
D1	-10	0.25
D1	-26	0.749
G3	-7	0.701
H1	-6	0.43
H1	-27	0.746
H2	-24	0.304
M3	-26	0.312
M3	-37	0.869
P2	-7	0.749
P2	-25	0.767
P3	-9	0.734
P4	-9	0.546
P4	-25	0.722
Lic1	-35	0.492
Lic2	-35	0.409
Lic3	-35	0.269

In seguito al risultato emerso, si può notare che la maggioranza di queste praterie viene classificata in Buono, Sufficiente o Scadente Stato Ecologico, ovvero non sono stati classificati in Elevato Stato Ecologico.

Per questo motivo, abbiamo deciso di rigettare le condizioni adottate in precedenza per la definizione dei siti protetti e siamo andati a identificare nuove stazioni di riferimento, coincidenti con i centroidi c5, cioè con quelli che esprimono i valori massimi dei descrittori scelti per questo modello di classificazione.

Tale sistema ha permesso così di individuare nuove stazioni di riferimento, tutte ascrivibili alla Regione Sardegna (Tabella 15).

Tabella 15. Nuove stazioni scelte come siti di riferimento.

Regione	Stazione	Profondità	Indice
Sardegna	I4 Monte Russu	-6	1
Sardegna	Ilbis Campulandru	-26	1
Sardegna	N1 Cala Luna	-36	1

3.3. Implementazione dei dati per la validazione e intercalibrazione del metodo di classificazione

L'applicazione della classificazione ai dati pervenutici per la Toscana, la Liguria e la Campania (Figura 39) ha consentito di valutare lo stato ecologico dei siti considerati, così come si evince dalla Tabella 16.

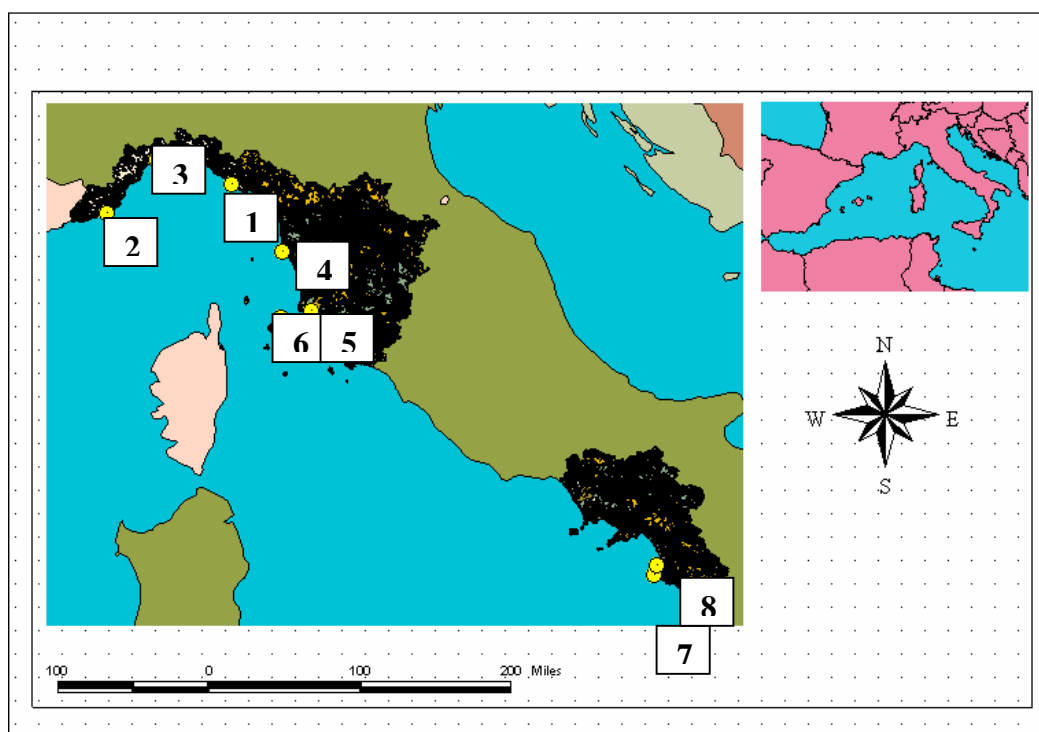


Figura 39. Praterie indagate nel Programma Nazionale di Monitoraggio del limite inferiore.

Tabella 16. Classificazione dei siti italiani secondo il metodo di classificazione proposto.

Regione	Sito	Prof. m	Stato Ecologico
Liguria	1. P. Mesco (Monterosso al Mare)	-21	sufficiente
Liguria	2. Imperia	-26	buono
Liguria	3. Cogoleto	-17	buono
Toscana	4. Antignano	-21	sufficiente
Toscana	5. Carbonifera	-20	sufficiente
Toscana	6. Elba	-22	sufficiente
Campania	7. Licosa	-35	sufficiente
Campania	8. Tresino	-32	scadente

In seguito ad incontri con ricercatori di altri Stati Europei che hanno aderito alla Direttiva, si è proceduto allo scambio dei dati per l'esercizio di intercalibrazione. A causa delle diverse metodologie adottate dai vari paesi nello studio dei sistemi a *Posidonia oceanica* (diversi descrittori e diverse scale spazio-temporali), non è stato possibile utilizzare in questa fase i siti di monitoraggio scelti dalla commissione di esperti Gruppo di lavoro APAT, ICRAM e MATT (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare). Una delle ragioni principali era che tali siti erano situati a profondità non omogenee e diverse da quelle utilizzate da alcuni paesi (Romero et al., 2007). Anche la temporalità dei dati non era coincidente (alcuni invernali altri estivi). Per questo motivo la scelta delle stazioni su cui effettuare l'intercalibrazione è avvenuta utilizzando dati SZN, raccolti a profondità e stagione confrontabili.

Si riporta nella Tabella 17 il risultato della classificazione dei dati italiani (SZN) utilizzando quindi il sistema qui utilizzato e quello catalano (Romero et al., 2007).

Tabella 17. Confronto dello stato ecologico dei siti italiani valutato con due sistemi differenti.

Sito	Status (Catalano)	Status (SZN)
B1		
D1		
A1		
E1		
Sca1		
I3bis		
P4		
H2		
P3		
I4		

Dal confronto dei colori indicativi dello stato ecologico, si vede come tra i due sistemi ci sia, in generale, una buona corrispondenza. Le differenze sono da imputare sia all'uso di descrittori diversi, sia alla suddivisione del gruppo spagnolo delle classi in 4 anziché 5 come richiesto dalla Direttiva. Purtroppo non è stato possibile valutare i siti spagnoli con le due diverse tecniche di classificazioni in quanto il sistema da noi messo a punto utilizza un numero minimo di descrittori non coperti dal team spagnolo.

In seguito all'esercizio di intercalibrazione si è modificato l'intervallo numerico delle classi. In particolare il valore numerico dell'indice che separa lo stato buono da quello sufficiente è stato stabilito pari a 0.55. Successivamente è stato deciso che il valore di 0.1 fosse il limite tra la classe di stato Pessimo e quella di stato Scadente. Per la definizione, invece degli intervalli di valori che definiscono le classi di stato Scadente e Sufficiente è stato diviso per 2 l'intervallo 0.1-0.55, ottenendo il limite 0.325. Lo stesso è stato fatto per la definizione degli intervalli di valori per le classi di stato Buono ed Elevato, dividendo cioè per 2 l'intervallo dallo stato sufficiente al massimo (0.55-1) ottenendo il valore limite di 0.775.

In sintesi, quindi, si riporta di seguito la classificazione definitiva, in seguito all'esercizio di intercalibrazione e la relativa raffigurazione (Figura 40):

- Pessimo: 0-0.1
- Scadente: 0.1-0.325
- Sufficiente: 0.325-0.55
- Buono: 0.55-0.775
- Elevato: 0.775-1

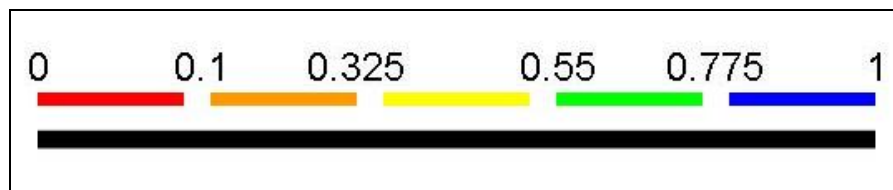


Figura 40. Definizione delle classi di stato ecologico

In base al nuovo risultato, i siti italiani di monitoraggio sono stati riclassificati come illustrato in Tabella 18.

Tabella 18. Riclassificazione dei siti italiani di monitoraggio in seguito al nuovo indice di demarcazione tra lo stato buono e quello sufficiente.

Regione	Sito	Prof	Prima	Dopo
Liguria	1. P. Mesco	21		buono
Liguria	2. Imperia	26		
Liguria	3. Cogoleto	17		
Toscana	4. Antignano	21		sufficiente
Toscana	5. Carbonifera	20		
Toscana	6. Elba	22		
Campania	7. Licosia	35		
Campania	8. Tresino	32		scadente

La Tabella 19 mostra invece la classificazione dello stato ecologico per ciascuna stazione studiata in Campania (Isola d'Ischia e costa del Cilento) e Sardegna con i risultati per le metriche analizzate.

In Tabella 20 è sintetizzata la valutazione della qualità ecologica delle praterie monitorate, suddivisa sia per fascia batimetrica sia per regione (Campania e Sardegna). Sono state prese in considerazione sia il numero di stazioni sia la loro percentuale di appartenenza a ciascuna classe di qualità.

Considerando la totalità delle 104 stazioni analizzate, si osserva come quasi la metà delle stazioni appartenga ad una Buona qualità ecologica (44.23%) e 33 di queste siano costituite da praterie profonde. 15 stazioni costituite da praterie superficiali appartiene invece ad una qualità ecologica Scadente.

La percentuale di stazioni più bassa appartiene ad una Pessima qualità ecologica (4.80%).

In Sardegna la percentuale maggiore di praterie possiede una Buona qualità ecologica (53.01%) ed il 7.23% appartiene alla classe di qualità ecologica Elevata; solo il 3.6% appartiene alla classe di qualità Pessima. In Campania, invece, la maggioranza delle stazioni analizzate appartiene alla classe di qualità Sufficiente (57.15%), seguita da una buona percentuale di stazioni di qualità ecologica Scadente (23.81%). Nessuna stazione campana appartiene alla classe di qualità ecologica Elevata (Tabella 20).

Tabella 19: Dati medi di densità, biomassa, allungamento annuo del rizoma e numero di foglie medio per anno, relativi alle 104 stazioni considerate nel sistema di classificazione. Nell'ultima colonna è indicato lo stato di qualità derivato dall'insieme dei descrittori analizzati.

Regione	Stazione	Profondità	Tipologia prateria	Densità (ciuffi/m ²)	Biomassa (mg/anno)	Allungamento rizoma (mm/anno)	Nr. foglie medio/anno	Indice
Campania	Ban1	-28	profonda	136	43.95	6.88	6.8	0.465
Campania	For1	-15	profonda	263.54	99.93	10.72	7.1	0.47
Campania	Lac1	-12	superficiale	351	77.44	8.34	6.9	0.339
Campania	Lac1bis	-12	superficiale	351	59.48	6.54	6.6	0.252
Campania	Lac2	-10	superficiale	242	47.38	5	6.4	0.078
Campania	Lac3	-30	limite	82	23.12	4.58	7.6	0.368
Campania	Lac4	-10	superficiale	310	70.31	7.68	7.6	0.267
Campania	Lac5	-17	profonda	228.75	57.64	6.79	6.7	0.366
Campania	Lac6	-17	profonda	228.75	49	5.48	7.1	0.453
Campania	Lic1	-35	limite	253.1	44.41	6.12	7.1	0.492
Campania	Lic2	-35	limite	253.1	48.34	7.14	7	0.409
Campania	Lic3	-35	limite	225	35.41	6.06	6.9	0.269
Campania	Mar1	-20	profonda	221.2	95.37	7.75	6.5	0.706
Campania	Mar2	-20	profonda	221.2	73.05	7.96	6.9	0.748
Campania	Nav1	-27	profonda	136	60.35	8.3	6.9	0.522
Campania	Sca1	-10	superficiale	500	73.94	7.1	7.1	0.463
Campania	Sca1	-30	limite	136	38.9	5.52	6.4	0.513
Campania	Sca3	-10	superficiale	500	60.98	9.12	7.1	0.519
Campania	Tre1	-32	limite	190	33.41	4.76	6.8	0.41
Campania	Tre2	-32	limite	190	28.55	4.62	6.6	0.239
Campania	Tre3	-32	limite	153.13	26.55	4.5	6.7	0.017

Tabella 19 (Segue da pag. precedente): Dati medi di densità, biomassa, allungamento annuo del rizoma e numero di foglie medio per anno, relativi alle 104 stazioni considerate nel sistema di classificazione. Nell'ultima colonna è indicato lo stato di qualità derivato dall'insieme dei descrittori analizzati.

Regione	Stazione	Profondità	Tipologia prateria	Densità (ciuffi/m ²)	Biomassa (mg/anno)	Allungamento rizoma (mm/anno)	Nr. foglie medio/anno	Indice
Sardegna	A1	-8	superficiale	455.6	54.71	6.6	7.2	0.281
Sardegna	A1	-24	profonda	141.9	77.75	9.97	7.3	0.721
Sardegna	A2	-5	superficiale	391.7	58.31	6.76	7.1	0.251
Sardegna	A4	-24	profonda	208.1	86.69	9.05	7	0.654
Sardegna	A5	-6	superficiale	608.1	96.39	11.1	7.4	0.72
Sardegna	A5	-25	profonda	202.5	77.55	8.03	7.3	0.679
Sardegna	B1	-6	superficiale	261.3	48.78	5.34	6.3	0.176
Sardegna	B1	-26	profonda	190.6	71.19	7.78	6.8	0.739
Sardegna	B2	-7	superficiale	286.3	69.36	6.63	7.1	0.251
Sardegna	B2	-22	profonda	225.6	89.07	8.45	6.7	0.726
Sardegna	B3	-6	superficiale	640	72.22	10.09	7.3	0.75
Sardegna	B3	-24	profonda	275.6	81.79	8.47	8	0.757
Sardegna	C	-26	profonda	248.1	60.94	6.58	7.4	0.71
Sardegna	C3	-26	profonda	230	68.26	6.77	7.5	0.737
Sardegna	D1	-10	superficiale	258.1	64.78	7.16	7.8	0.25
Sardegna	D1	-26	profonda	214.4	73.71	8.41	7.3	0.749
Sardegna	D2	-25	profonda	421.9	40.25	5.28	6.7	0.521
Sardegna	D3bis	-6	superficiale	396.9	65.06	8.52	6.8	0.395
Sardegna	D3bis	-25	profonda	311.3	53.69	7.26	7.2	0.607
Sardegna	D4	-7	superficiale	524.4	52.06	9.32	8.1	0.536
Sardegna	D4	-24	profonda	275.6	60.71	6.97	7.1	0.733
Sardegna	D6	-5	superficiale	251.3	50.27	5.44	7.7	0.196

Tabella 19 (Segue da pag. precedente): Dati medi di densità, biomassa, allungamento annuo del rizoma e numero di foglie medio per anno, relativi alle 104 stazioni considerate nel sistema di classificazione. Nell'ultima colonna è indicato lo stato di qualità derivato dall'insieme dei descrittori analizzati.

Regione	Stazione	Profondità	Tipologia prateria	Densità (ciuffi/m ²)	Biomassa (mg/anno)	Allungamento rizoma (mm/anno)	Nr. foglie medio/anno	Indice
Sardegna	D7	-6	superficiale	360.6	78.99	8.28	7.8	0.395
Sardegna	D7	-24	profonda	261.9	79.35	7.67	7	0.743
Sardegna	E1	-8	superficiale	398.8	61.83	9.85	7.3	0.493
Sardegna	E1	-26	profonda	250	68.43	8.25	7.1	0.75
Sardegna	E2	-7	superficiale	384.4	51.24	6.54	8.5	0.359
Sardegna	E2	-24	profonda	292.5	54.65	7.17	7.2	0.636
Sardegna	F1	-5	superficiale	386.9	61.13	7.69	6.8	0.269
Sardegna	F1	-26	profonda	261.3	55.37	6.3	5.7	0.51
Sardegna	F2	-22	profonda	258.1	59.08	7.75	7	0.735
Sardegna	F3	-5	superficiale	378.8	56.42	6.88	7.2	0.25
Sardegna	F3	-24	profonda	166.3	51.17	7.71	6.5	0.621
Sardegna	G1bis	-25	profonda	274.4	59.81	7.45	7.7	0.73
Sardegna	G3	-7	superficiale	582.5	60.48	11.51	6.8	0.638
Sardegna	H1	-6	superficiale	531.3	58.91	6.47	7.5	0.43
Sardegna	H1	-27	profonda	195.6	69.16	7.43	7.9	0.746
Sardegna	H2	-8	superficiale	428.8	63.3	9.22	7.8	0.46
Sardegna	H2	-24	profonda	197.5	43.95	5.33	7.7	0.304
Sardegna	H3	-25	profonda	195.6	51.2	6.06	7.3	0.499
Sardegna	H4	-26	profonda	163.1	79.62	8.19	7.6	0.735
Sardegna	I1bis	-6	superficiale	814.4	55.35	9.8	7.5	0.739
Sardegna	I1bis	-26	profonda	253.8	83.96	11.77	8.8	1
Sardegna	I3	-25	profonda	274.4	61.98	6.5	8.3	0.666

Tabella 19 (Segue da pag. precedente): Dati medi di densità, biomassa, allungamento annuo del rizoma e numero di foglie medio per anno, relativi alle 104 stazioni considerate nel sistema di classificazione. Nell'ultima colonna è indicato lo stato di qualità derivato dall'insieme dei descrittori analizzati.

Regione	Stazione	Profondità	Tipologia prateria	Densità (ciuffi/m ²)	Biomassa (mg/anno)	Allungamento rizoma (mm/anno)	Nr. foglie medio/anno	Indice
Sardegna	I3bis	-8	superficiale	703.1	81.13	11.76	8.4	0.735
Sardegna	I3bis	-23	profonda	220.6	51.56	6.29	8	0.54
Sardegna	I4	-6	superficiale	1093.8	56.42	9.23	8	1
Sardegna	I4	-24	profonda	455	77.35	10.01	7.6	0.794
Sardegna	L1	-25	profonda	195	61.75	6.86	7.4	0.714
Sardegna	L2	-6	superficiale	315	41.25	7.45	7.7	0.255
Sardegna	L2	-24	profonda	184.4	36.74	5.22	7.1	0.253
Sardegna	L3	-6	superficiale	703.8	42.59	7.44	7.3	0.571
Sardegna	L3	-24	profonda	150.6	29.94	4.43	6.8	0.0167
Sardegna	L4	-7	superficiale	330.6	38.49	5.58	8.2	0.261
Sardegna	L4	-24	profonda	152.5	43.79	5.31	7.9	0.393
Sardegna	L5	-7	superficiale	307.5	47.9	5.96	6.6	0.244
Sardegna	L5	-23	profonda	209.4	46.78	6.09	7.4	0.397
Sardegna	L6	-23	profonda	206.3	73.36	8.76	7.4	0.729
Sardegna	M1	-7	superficiale	263.1	45.06	6.74	7.1	0.228
Sardegna	M1	-26	profonda	185.6	37.92	4.82	7.2	0.384
Sardegna	M2	-24	profonda	173.8	26.55	4.05	6.5	0.175
Sardegna	M3	-26	profonda	248.1	36.37	4.81	6.9	0.312
Sardegna	M3	-37	limite	78.8	33.95	5.34	8	0.869
Sardegna	M4	-4	superficiale	653.8	89.29	10.65	7.4	0.732
Sardegna	M4	-26	profonda	277.5	47.91	6.38	6.6	0.558
Sardegna	M5	-7	superficiale	732.5	92.99	12.63	6.9	0.723

Tabella 19 (Segue da pag. precedente): Dati medi di densità, biomassa, allungamento annuo del rizoma e numero di foglie medio per anno, relativi alle 104 stazioni considerate nel sistema di classificazione. Nell'ultima colonna è indicato lo stato di qualità derivato dall'insieme dei descrittori analizzati.

Regione	Stazione	Profondità	Tipologia prateria	Densità (ciuffi/m ²)	Biomassa (mg/anno)	Allungamento rizoma (mm/anno)	Nr. foglie medio/anno	Indice
Sardegna	M5	-23	profonda	320	62.27	8.2	6.4	0.675
Sardegna	M6	-25	profonda	261.3	57.31	6.89	6.6	0.509
Sardegna	N1	-25	profonda	236.9	96.08	9.54	7	0.757
Sardegna	N1	-36	limite	115	52.54	5.02	8	1
Sardegna	O1	-25	profonda	348.8	88.98	9.13	7.4	0.76
Sardegna	O2	-25	profonda	241.3	66.18	6.52	7.3	0.544
Sardegna	O3	-7	superficiale	720	93.7	11.03	7.4	0.725
Sardegna	O3	-26	profonda	264.4	99.28	10.95	7.1	0.843
Sardegna	O5	-24	profonda	310	82.3	9.51	6.9	0.737
Sardegna	P1	-25	profonda	286.9	69.13	8.67	6.9	0.741
Sardegna	P1	-36	limite	114.4	34.13	5.21	7.1	0.694
Sardegna	P2	-7	superficiale	682.5	91.19	12.52	7.6	0.734
Sardegna	P2	-25	profonda	308.1	97.31	10.05	6.7	0.767
Sardegna	P3	-9	superficiale	556.3	109.18	13.52	7.5	0.68
Sardegna	P3	-25	profonda	374.4	99.64	11.46	7	0.872
Sardegna	P4	-9	superficiale	486.3	80.49	9.98	7	0.57
Sardegna	P4	-25	profonda	251.9	57.79	7.16	7	0.722

Tabella 20. Valutazione dello “stato ecologico” dei siti monitorati.

Totale	Pessimo	Scadente	Sufficiente	Buono	Elevato
Nr. stazioni	5/104	20/104	27/104	46/104	6/104
% stazioni	4.80%	19.23%	25.96%	44.23%	5.77%
Superficiali (0-15m)					
39 stazioni					
Nr. stazioni	2/39	15/39	9/39	12/39	1/39
% stazioni	5.1	38.46	23.08	30.77	2.56
Profonde (16-29m)					
54 stazioni					
Nr. stazioni	2/54	3/54	13/54	33/54	3/54
% stazioni	3.7	2.88	24.07	61.11	5.55
Limite (>30m)					
11 stazioni					
Nr. stazioni	1/11	2/11	5/11	1/11	2/11
% stazioni	9.09	18.18	45.45	9.09	18.18
Sardegna					
83 stazioni					
Nr. stazioni	3/83	15/83	15/83	44/83	6/83
% stazioni	3.6	18.07	18.07	53.01	7.23
Campania					
21 stazioni					
Nr. stazioni	2/21	5/21	12/21	2/21	0/21
% stazioni	9.52	23.81	57.15	9.52	0

Alla luce di quanto descritto fin'ora è possibile sintetizzare lo stato ecologico locale per le regioni Sardegna, Campania, Toscana e Liguria. I valori dello stato ecologico relativi alle stazioni sono stati mediati per ogni settore regionale (Figura 41).

Le tre stazioni analizzate in Liguria appartengono tutte alla classe di qualità ecologica Buona, mentre quelle analizzate per la regione Toscana di

Sufficiente qualità ecologica. In Sardegna lo stato ecologico è, in generale, Sufficiente (colore giallo)/Buono (colore verde).

In Campania l'Isola di Ischia rientra in una classe di qualità Sufficiente, mentre le praterie limite di Punta Licosa (ATB) e Punta Tresino risultano di qualità Sufficiente e Scadente (colore arancione), rispettivamente. Secondo le istruzioni della WFD 2000/60/CE per ogni corpo d'acqua è doveroso assegnare lo stato ecologico peggiore e per tale motivo è stato assegnato uno stato ecologico Scarso alla costa cilentana della Campania.

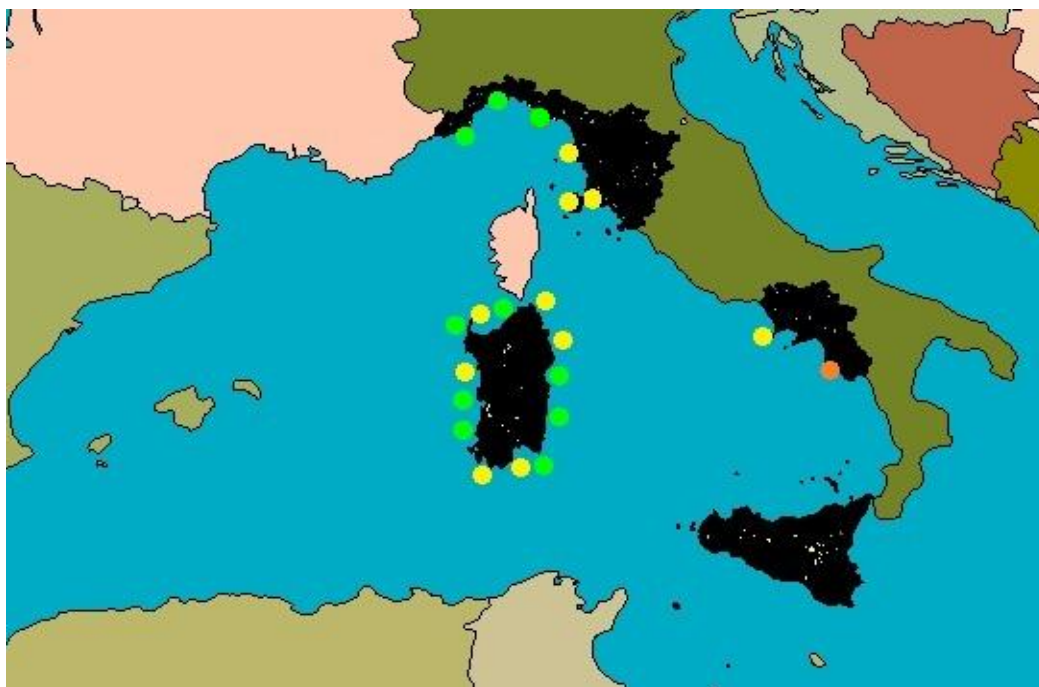


Figura 41: Classificazione dello stato ecologico dei siti considerati. Colore verde: stato ecologico Buono; colore giallo: stato ecologico Sufficiente; colore arancione: stato ecologico Scadente.

3.4. Gestione integrata del territorio: Indice vs Pressione antropica

Lo stato ecologico ottenuto per i diversi settori regionali è stato sovrapposto alla cartografia dell'indice di pressione antropica elaborata dalle regioni Sardegna, Toscana e Liguria (Figure 42, 43, 44 e 45).

Per quanto riguarda la regione Sardegna è possibile affermare che l'indice di pressione antropica ha una buona corrispondenza con lo stato ecologico delle praterie di *Posidonia oceanica*. Infatti, in generale, lo stato ecologico Buono corrisponde alle zone con indice di pressione antropica di classe Bassa o Molto Bassa, mentre lo stato ecologico Sufficiente corrisponde alle zone con indice di pressione antropica di classe Media o Alta (Figura 42).

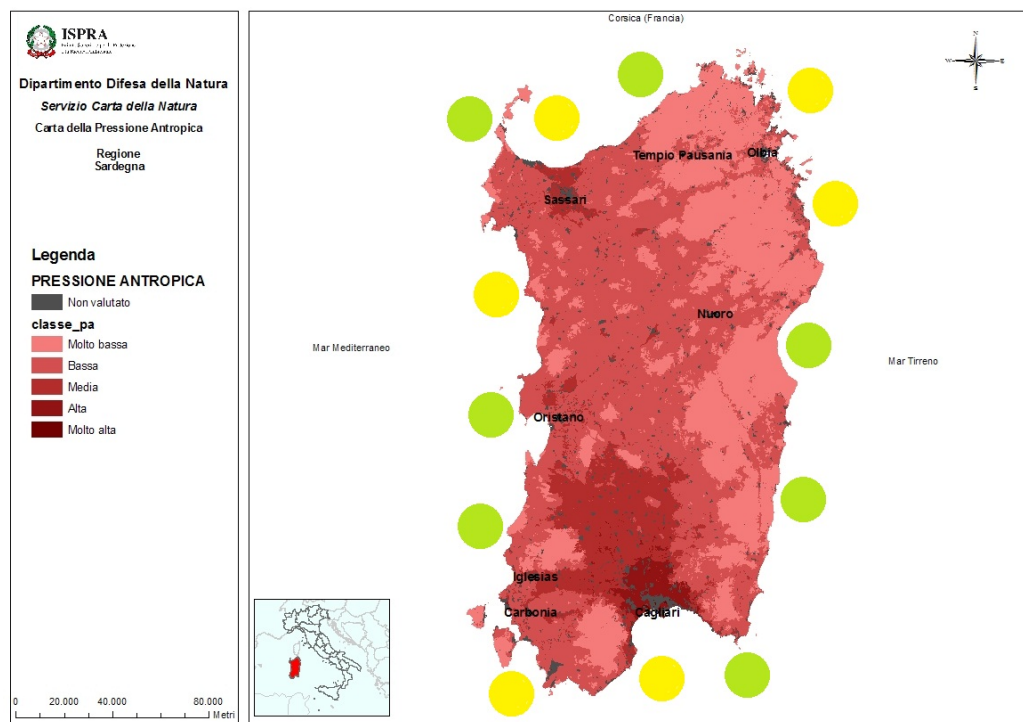


Figura 42. Stato ecologico (cerchi di colore verde e giallo) e indice di pressione antropica per la regione Sardegna.

In Figura 43 si osserva la sovrapposizione dello stato ecologico con l'indice di pressione antropica per la regione Toscana. In questo caso lo stato ecologico corrisponde perfettamente all'indice di pressione antropica in tutte e tre le stazioni di studio (Antignano, Carbonifera ed Elba); infatti lo stato ecologico Sufficiente corrisponde ad un indice di pressione antropica intermedio (1.4-1.6), segnalato analogamente allo stato ecologico con il colore giallo (Figura 43).

HPI - Human Pressure Index

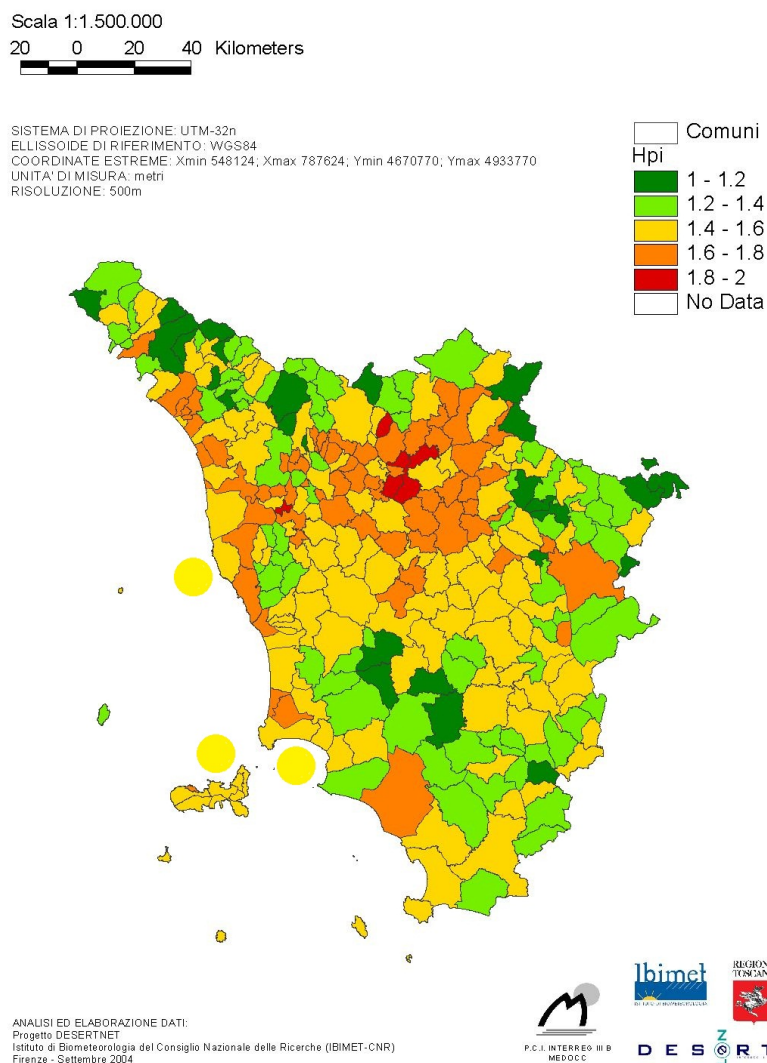


Figura 43. Stato ecologico (cerchi di colore giallo) e indice di pressione antropica per le zone di Antignano, Carbonifera ed Elba

L'indice di pressione antropica elaborato per la regione Liguria è stato suddiviso cartograficamente per provincia. In Figura 44 è possibile osservare la cartografia per la provincia di Imperia. Anche in questo caso lo stato ecologico Buono della prateria di Imperia si sovrappone abbastanza bene con l'indice di pressione antropica di classe intermedia.

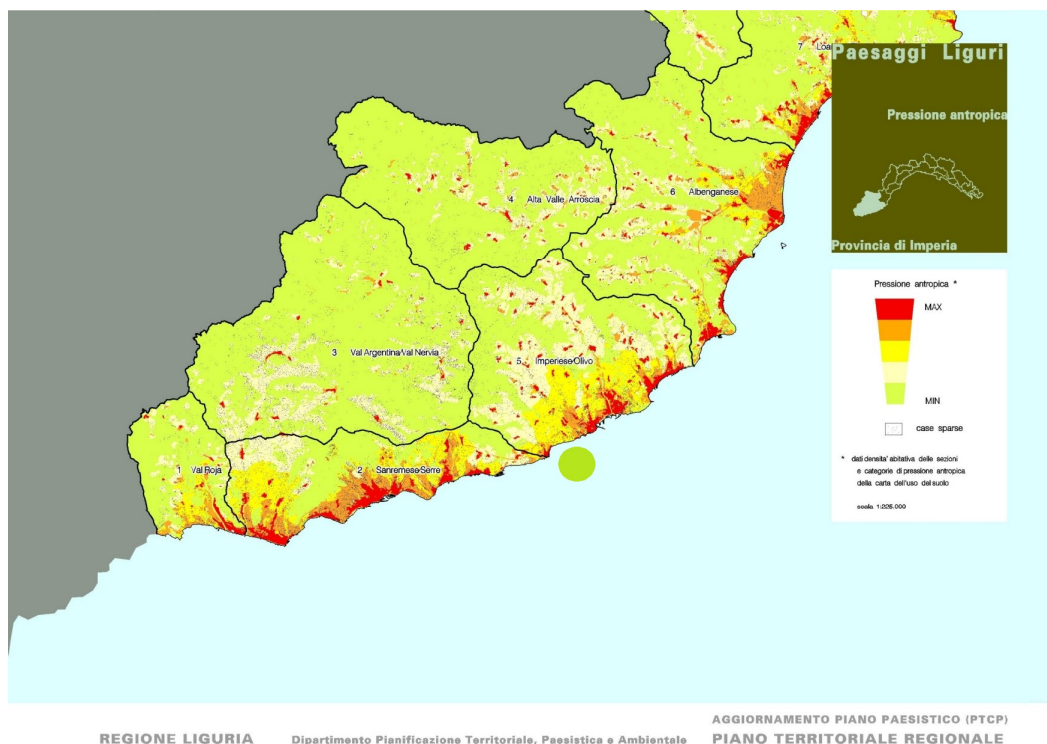


Figura 44. Stato ecologico (cerchio di colore verde) e indice di pressione antropica per la zona di Imperia

In Figura 45 è illustrato lo stato ecologico insieme all'indice di pressione antropica per le zone di Cogoleto e Punta Mesco. In questo caso lo stato ecologico Buono a Punta Mesco coincide con un basso indice di pressione antropica, mentre risulta discrepante lo stato ecologico Buono della zona di Cogoleto con il rispettivo indice di pressione antropica molto elevato.

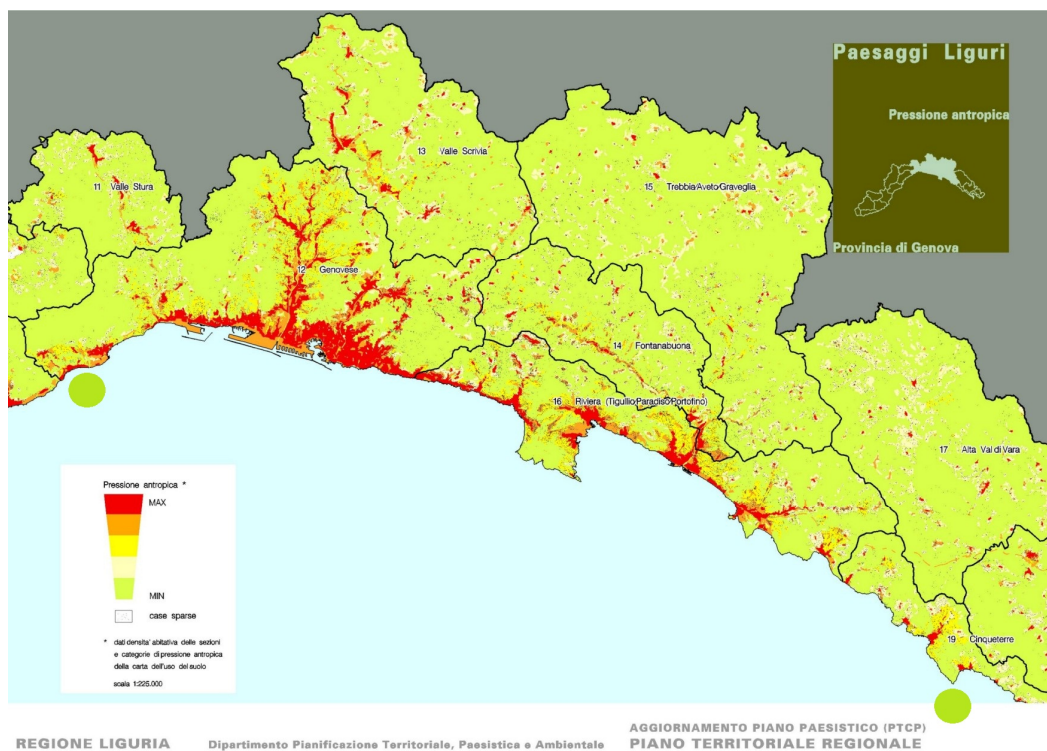


Figura 45. Stato ecologico (cerchi di colore verde) e indice di pressione antropica per le zone di Cogoleto e Punta Mesco.

4. Discussione

I cambiamenti naturali e antropici, inclusi quelli climatici, esercitano una grossa influenza sui sistemi marini, con particolare riguardo per quelli bentonici superficiali (MerMex Group, 2011). Risulta, quindi, di rilevanza ambientale individuare degli elementi biologici che possano esprimere i cambiamenti di qualità della fascia costiera. Nell'ambito della Direttiva dell'Acqua (WFD 2000/60/EC) la pianta marina *Posidonia oceanica* è stata inclusa tra gli elementi biologici di qualità per l'eco-regione mediterranea (Casazza et al., 2006) al fine di elaborare un sistema di classificazione che, fornendo indicazioni sullo stato ecologico dei corpi d'acqua, permettesse l'adozione di strategie gestionali. Gli 8000 km delle coste italiane e l'estensione latitudinale del nostro paese spiegano una grande variabilità di microclimi (sub-ecoregioni) in cui l'habitat a *Posidonia* può svilupparsi.

Volendo quindi sviluppare un sistema di classificazione che potesse esprimere i diversi gradi di variabilità di questo sistema, includendo quelli indotti dalle attività umane (Montefalcone et al., 2008; Montefalcone et al., 2009) è emersa la necessità di memorizzare ed elaborare una gran mole di dati.

La memorizzazione di dati in molteplici fogli di calcolo indipendenti rende ogni operazione di estrazione di informazioni molto lenta e laboriosa. Risulta molto complicato, infatti, fare ricerche incrociate su più fogli per estrarre una determinata tipologia di dato (es: il numero di foglie prodotte nell'anno 1999 dai rizomi di tutte le stazioni superficiali). Inoltre, la memorizzazione dei dati in strutture non relazionali crea banche dati non normalizzate e con un elevato grado di ridondanza e quindi inefficienti dal punto di vista logico.

Tali difficoltà sono ampiamente superate ricorrendo ad un Data Base relazionale, caratterizzato da:

- robustezza ed affidabilità dei sistemi relazionali;
- standardizzazione dei sistemi per le interrogazioni del database;
- possibilità di connessione fra database remoti grazie a metodologie comuni a più piattaforme hardware-software;

- indipendenza dai linguaggi di programmazione con cui si sviluppano le applicazioni.

In particolare, la possibilità di effettuare query per estrarre dati di interesse costituisce il sistema essenziale con cui gestire grossi volumi di dati correlati.

La facilità di connessione tra Access e Excel, quest'ultimo uno dei software di memorizzazione dati più comunemente usato, consente sia di copiare e incollare i dati da tabelle relazionali a fogli di calcolo Excel, sia di sfruttare le potenzialità di calcolo e reporting di Excel, importando con opportune integrazioni direttamente in Access i risultati.

I dati a disposizione, per natura, tipologia, frequenza e scopi, potevano essere aggregati in molteplici modi. Si è deciso di relazionarli secondo una struttura gerarchica perché era quella che meglio coincideva con la complessità dell'ecosistema Posidonia. Il livello più alto è rappresentato dalla prateria, quindi dalla singola pianta, quindi da singole porzioni della pianta stessa.

Il Database relazionale realizzato risulta estremamente dinamico e offre la possibilità di essere ulteriormente implementato e alimentato nel tempo da tutti i dati provenienti da campagne, sia passate che future, sul sistema a *Posidonia oceanica*. Inoltre, la sua versatilità permette di ricalibrare il sistema ad ogni esigenza di memorizzazione dati per quel che riguarda l'inserimento di altre variabili, la derivazione di campi calcolati quali correlazioni, regressioni, indici, ecc.

Il sistema di classificazione proposto e le sue modifiche apportate nel tempo sembra rispondere adeguatamente alle richieste della Direttiva europea 2000/60/CE.

La iniziale analisi Bayesiana e la successiva visualizzazione grafica hanno evidenziato l'esistenza di due forzanti, una batimetrica ed una funzionale: secondo la batimetria è possibile distinguere praterie superficiali (0-15m) da praterie profonde (16-29m) e praterie molto profonde (oltre i 30m); secondo la proprietà funzionale è stato possibile distinguere uno stato naturale ed uno non naturale.

Successivamente, alle praterie di ciascuna fascia batimetrica è stata applicata un'analisi basata su logica Fuzzy che ha utilizzato come dati di partenza i valori medi (centroidi) dei descrittori nelle condizioni di stato naturale e non naturale. Essi risentono della mancanza di dati per il primo intervallo batimetrico, comprendente la profondità di 15m. Questa lacuna è da imputarsi alla tipologia di ricerche condotte dalla SZN, a cui appartiene la maggior parte dei dati analizzati; infatti, nonostante da tempo il gruppo di Ecologia del Benthos compia studi sulla pianta seguendo gradienti di profondità nella prateria, i dati disponibili per la profondità di 15m sono scarsi a causa della discontinuità riscontrata per i parametri morfometrici a 10m (Mazzella et al 1989).

Ne segue che il database a nostra disposizione risente della mancanza di dati su praterie situate a profondità comprese tra i 10 e i 20 m; al contrario il data set ha la peculiarità quasi unica per il Mediterraneo, di contenere dati di praterie molto profonde, oltre i 35m di profondità. Tale disomogeneità nella frequenza alle diverse fasce batimetriche può spiegare una certa approssimazione del modello per la fascia superficiale.

Il modello è stato inoltre sviluppato su un set di dati che contiene poche informazioni relative a praterie in Pessimo Stato. Tale mancanza fa attribuire ad una classe ecologica più bassa valori medi più elevati. Ne risulta un modello di classificazione più "severo" nella valutazione della qualità ecologica. Un esempio a chiarimento di tale punto può essere il seguente: un valore medio "2" assegnerà una prateria ad una classe mediamente bassa se il set di dati comprenderà tale valore (del tipo: "1+1+3+6+7") ma le attribuirà la classe minima nel caso in cui il valore medio non sia compreso (del tipo: "4+5+7+7").

Per ridurre l'approssimazione del modello sarebbe auspicabile poter inserire nel data set la maggiore quantità possibile di dati regionali, per lo meno italiani, quali quelli ottenuti nel corso dei vari programmi di monitoraggio del sistema a *P. oceanica*, oltre a quelli di Liguria, Toscana e Sardegna già usati nella presente classificazione che erano focalizzati a seguire la dinamica del limite inferiore di *P. oceanica*. Questo servirebbe ad aumentare la variabilità del

sistema. Purtroppo si evidenzia a livello italiano una mancanza di un coordinamento esperto per l'acquisizione e l'analisi dei dati raccolti. In accordo con le classificazioni proposte dagli stati membri, il programma italiano di monitoraggio è stato modificato concentrando le ricerche alla profondità di 15m.

A differenza di quello che è stato l'adeguamento italiano, la classificazione qui proposta non si limita ad una sola e prefissata profondità (Romero et al., 2007; Gobert et al., 2009; Fernandez-torquemada et al., 2008, ecc...), ma si adatta all'intero range di distribuzione di *Posidonia oceanica*. Questo significa che lo stato ecologico del corpo d'acqua può essere valutato utilizzando *Posidonia oceanica*, anche se questa fanerogama si trovi ad una profondità diversa da quella di 15m.

La classificazione proposta prende in considerazione descrittori funzionali della pianta desunti attraverso la tecnica lepidocrologica. Il metodo non è sicuramente semplice e speditivo, come lo possono essere misure di altre variabili utilizzate in altri schemi di classificazione.

Poiché la crescita del sistema termina dopo circa 3/4 anni (come è stato dimostrato per le praterie profonde, Flagella, 2004), gli ultimi 3 anni non vengono generalmente utilizzati. Ne risulta una mancata coincidenza temporale con gli altri parametri del sistema di classificazione.

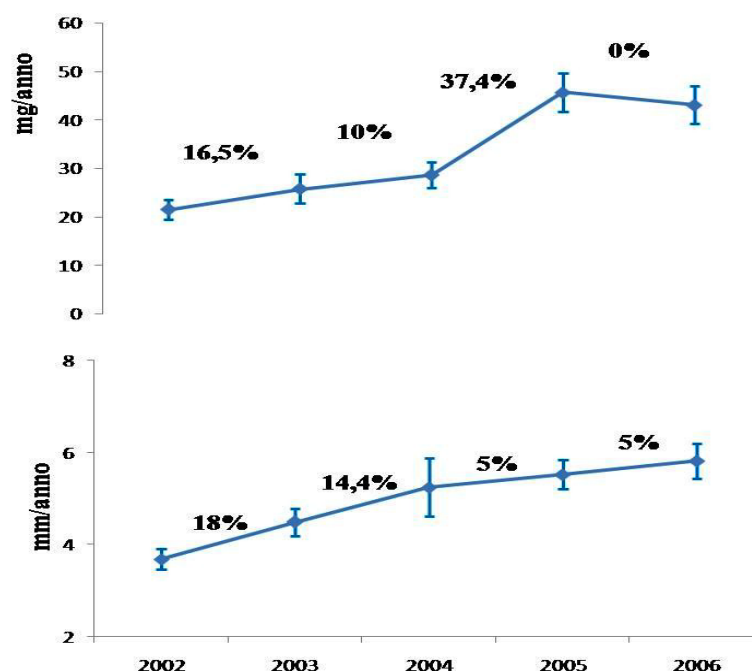


Figura 46. Curva di crescita dei rizomi “datati 2001” nell’arco temporale 2002-2006 e loro incremento percentuale in anni successivi.

Nella Figura 46 si nota come nel tempo l’incremento di crescita del pezzo di rizoma retrodatato “2001” registri differenze percentuali maggiori in termini di biomassa annua prodotta, con variazioni massime del 37%, nel passaggio dall’anno 2004 al 2005, cioè al passaggio tra il terzo ed il quarto anno, assestandosi nell’anno successivo (Figura 46). In altre parole, tra il primo e il quarto anno, la biomassa prodotta è raddoppiata. Diversamente, l’allungamento del rizoma sembra concludersi già nel secondo/terzo anno, non raggiungendo comunque mai in termini percentuali i valori della biomassa (Flagella, 2010). Questi risultati ottenuti per praterie molto profonde indicano che, se estesi anche ad altre profondità, potrebbero permettere di comprendere quale possa essere il fattore di correzione da utilizzare per predire la produzione finale della pianta al momento del suo campionamento e avere al contempo una serie storica che fornisca indicazioni su eventuali variazioni o alterazioni.

Un altro vantaggio dei descrittori utilizzati in questa classificazione è la loro indipendenza dalle fluttuazioni stagionali, come invece avviene per molti descrittori morfometrici (Buia et al., 1992) (Zupo et al., 1997).

Particolarmente interessante è quanto scaturito dall'analisi dei siti di riferimento che, scelti a priori, secondo dei criteri che sono stati precedentemente esposti, non sono tutti ricaduti, secondo la classificazione proposta, nella classe più elevata cioè quella corrispondente allo stato ecologico Elevato. La protezione legale non è infatti sufficiente a garantire un ottimo stato di salute delle praterie di Posidonia, come osservato anche da Montefalcone et al. (2009).

I motivi possono essere molteplici: es. l'area protetta, nonostante istituita già da tempo, non gode di una gestione ad hoc; ci può essere un trasporto di "inquinanti" da fonti di impatto lontane favorito dalla circolazione locale, ecc. Altri fattori, diversi da quelli antropici, come l'insularità, le condizioni edafiche, ecc., possono compromettere quelle che potrebbero essere le rese massime della pianta in assenza di disturbo.

Per ovviare alla mancanza di dati che potessero rispecchiare la molteplicità delle situazioni possibili, si è deciso di individuare i siti di riferimento per la classe ottimale avvalendoci dei risultati ottenuti sia con l'analisi Bayesiana (classi naturali e non per fasce batimetriche distinte) sia con la Fuzzy analisi (ripartizione sfumata). In questo modo i siti di riferimento continuavano ad essere stazioni reali ma coincidevano con quei siti che, per le diverse fasce batimetriche, riportavano i valori medi più elevati.

L'utilizzo di indicatori ecologici è considerato ad oggi lo strumento più adeguato nella valutazione dei corpi idrici, poiché essi forniscono informazioni sullo stato dell'ecosistema e riflettono i cambiamenti della qualità dell'ambiente (Blandin, 1986; Dauer, 1993). Non a caso la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (WFD) ha imposto lo sviluppo di indici ecologici che rispondano in modo predittivo ai disturbi antropici (WFD, 2000).

Per questo motivo, Stati Membri (SM) dell'Unione Europea hanno sviluppato fin'ora diversi sistemi di classificazione della qualità ecologica delle acque marino-costiere basati sul sistema *Posidonia oceanica*.

Per soddisfare la WFD, gli strumenti di classificazione dovrebbero rispondere a tre criteri:

1. Lo stato ecologico dovrebbe essere espresso su una scala di valori tra 0 e 1, l'EQR (Ecological Quality Ratio), che rappresenta il rapporto tra una condizione misurata e una di riferimento (quella di riferimento può essere reale o virtuale);
2. il valore di EQR dovrebbe avere una relazione significativa con la pressione antropica;
3. Il sistema di classificazione dovrebbe comprendere 5 classi di stato (elevato, buono, sufficiente, scadente, pessimo)

La Direttiva Europea sulle Acque 2000/60 impone la valutazione di corpi idrici senza però definirne la scala (locale, regionale, nazionale); inoltre, ad ogni corpo d'acqua deve essere imposto lo stato ecologico peggiore tra gli indici derivati dai diversi elementi di qualità (Figura 47) (Casazza, 2004).

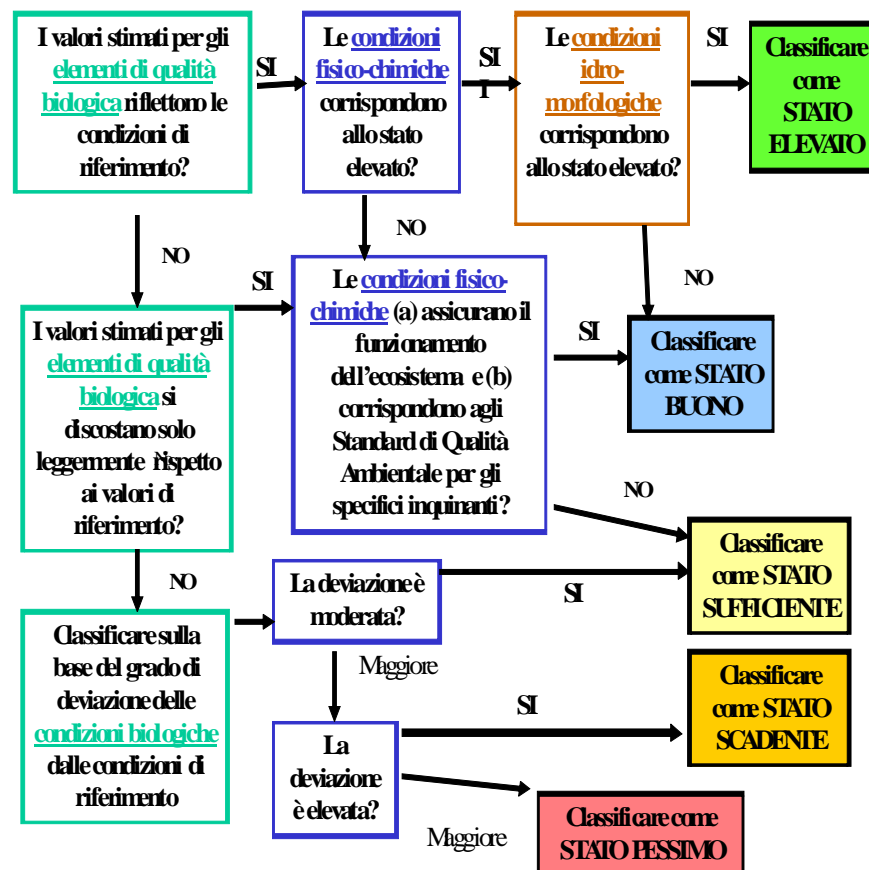


Figura 47. Schema per la valutazione dello stato ecologico in base ai diversi elementi di qualità.

Una delle caratteristiche degli indici di stato ecologico dovrebbe essere quella di avere una relazione significativa con la pressione antropica (WFD, 2000); purtroppo non tutte le regioni italiane di cui si sono utilizzati i dati dei posidonieti hanno sviluppato un indice di pressione antropica per poter testare il sistema di classificazione qui elaborato. Gli indici di pressione antropica sono stati sviluppati per Sardegna, Liguria e Toscana. La Campania è una delle Regioni cui, ad oggi, manca una mappatura dell'indice di pressione.

A livello di Regione è possibile affermare che il sistema elaborato ha classificato le acque marino-costiere della regione Liguria in Buono Stato Ecologico, poiché tutte le stazioni analizzate sono rientrate in questo stato. In particolare, l'indice di pressione antropica di Imperia e Punta Mesco giustifica il

risultato ottenuto per lo stato ecologico di queste zone. La prateria di Cogoleto ha ottenuto, invece un Buono stato ecologico nonostante l'elevato indice di pressione antropica. Ciò potrebbe essere spiegato con il progetto di bonifica messo in atto per questa zona che ha favorito il recupero della prateria; oppure semplicemente le condizioni idrodinamiche locali non hanno permesso alle pressioni antropiche di raggiungere la prateria limite qui presente.

Le acque marino-costiere della regione Toscana invece, sono state classificate in Sufficiente Stato ecologico, poiché anche in questo caso le tre stazioni analizzate rientrano nel medesimo stato. La mia classificazione ottenuta per questi siti riflette pienamente l'indice di pressione antropica ottenuto per i tratti di costa studiati.

Per la classificazione delle acque marino-costiere della regione Sardegna il discorso è risultato più complesso. È stato, infatti, difficile poter assegnare una classe univoca alla Sardegna, a causa della sua estensione e della sua diversa esposizione (versante Est, versante Ovest). Dividendo la regione Sardegna per settori di campionamento, è stata trovata una corrispondenza abbastanza buona tra le pressioni e l'indice ottenuto dalla classificazione, confermandone l'attendibilità.

Il sistema di classificazione valutato per la Campania ha restituito classi variabili tra stato Sufficiente (per le isole) e Scadente (per la terraferma). I bassi stati di qualità in qualche modo confermano la forte pressione antropica cui questa regione è sottoposta e alla mancanza di sistemi di depurazione delle acque funzionanti (Gambi et al., 2003).

In particolare le acque costiere del Cilento hanno ottenuto, nonostante la presenza di Punta Licosa come ATB, uno stato Scadente. È, infatti, da osservare come le praterie di Punta Licosa (ATB) e Punta Tresino sarebbero state valutate in ottimo stato se fossero stati considerati soltanto i descrittori strutturali (copertura, densità e profondità del limite inferiore). Tuttavia, grazie ai descrittori di produzione si evince lo stato funzionale della pianta (Flagella et al., 2004), soprattutto a P. Tresino, dove la vicinanza della prateria al centro urbano

di Agropoli ha influito negativamente sullo stato ecologico (Scadente). D'altra parte, la prateria di Punta Licosa, sebbene valutata in uno stato migliore (Sufficiente), non raggiunge i valori ottimali a causa dell'assenza totale di gestione dell'Area a Tutela Biologica in cui si trova (Franceschetti, 1999); lo stato ecologico di Punta Tresino ha influito, quindi, sulla valutazione complessiva delle coste cilentane.

Oltre al sistema di classificazione illustrato in questa trattazione, altri sistemi sono stati proposti che hanno utilizzato *Posidonia oceanica* come elemento biologico di qualità: POMI (Romero et al., 2007), Valencia (Fernandez- Torquemada et al., 2008), (Gobert et al., 2009), BiPo (Lopez y Royo et al., 2010). I sistemi di classificazione sopra descritti utilizzano sia descrittori diversi sia metodiche di analisi differenti (analisi multivariata, ANOVA, indici di correlazione ecc.).

Vengono qui illustrate le caratteristiche di alcuni di essi:

- BiPo (Biotic Index *Posidonia oceanica*) è basato sull'integrazione di diversi descrittori per *P. oceanica*: profondità e tipologia del limite inferiore, densità, copertura %, lunghezza dei rizomi e biometria della foglia su praterie a 15 e al limite inferiore. In questo sistema le pressioni valutate sono state: uso del territorio, attività industriale, attività portuale e scarico di reflui (Lopez y Royo et al., 2010). Le praterie di riferimento sono identificate in quelle sul limite inferiore perché molto più sensibili alle pressioni antropiche.
- PREI (*Posidonia oceanica* Rapid Easy Index) è stato sviluppato integrando la media di cinque descrittori: densità, copertura %, E/L ratio (biomassa epifiti/biomassa foglia), profondità e tipologia del limite inferiore. I siti di riferimento sono teorici nel senso che corrispondono a dei siti virtuali caratterizzati dai migliori valori dei descrittori, riscontrati in campo (Gobert et al., 2009):

$$\text{PREI}_{\text{EQR}} = (\text{N densità} + \text{N area superficie foglia} + \text{N (E/L)} + \text{N limite inferiore})/3.5$$

dove

- N densità = valore misurato - 0/valore di riferimento - 0;
- N area di superficie della foglia = valore misurato -0/valore di riferimento -0; essendo considerato 0 come il peggior valore per la densità e per l'area di superficie della foglia;
- $N (E/L) = [1 - (E/L)] - 0.5$;
- N limite inferiore = $(N' - 17)/(\text{valore di riferimento} - 17)$, considerato 17m il peggior limite inferiore per *P. oceanica*;
- $N' = \text{profondità annotata in campo} + k$, dove $k = 0$ (limite stabile), $k = 3$ (limite progressivo) o $k = -3$ (limite regressivo).

➤ L'indice POMI (*Posidonia oceanica* Multivariate index) è stato sviluppato con l'analisi multivariata (PCA, Principal Component Analysis) di 14 descrittori: densità, copertura %, percentuale di rizomi plagiotropi, superficie del fascio e della foglia, % di necrosi fogliare, contenuto di P, N e saccarosio nei rizomi, rapporto isotopico di $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{34}\text{S}$ nei rizomi, contenuto di N in epifiti, contenuto di Cu, Pb e Zn nei rizomi (Romero et al., 2007). Come si può intuire dal tipo e dal numero di analisi, tale sistema risulta abbastanza dispendioso in termini economici e di tempo impiegato in laboratorio.

Sebbene ogni Stato Membro (SM) possa utilizzare il proprio sistema di classificazione nazionale, l'utilizzo sempre più diffuso di tali indici richiede delle azioni di armonizzazione, attraverso processi di intercalibrazione. L'intercalibrazione deve essere effettuata da differenti Stati Membri che si ritrovano in una eco-regione (nel nostro caso Mar Mediterraneo) (WFD, 2000). L'intercalibrazione è incentrata sulla validazione dei limiti tra le classi di stato ecologico: tra elevato/buono e tra Buono/Sufficiente. Quest'ultimo è particolarmente importante per le conseguenze legali/economiche che comportano (WFD, 2000). L'intercalibrazione assicura la coerenza dei limiti tra le classi e fornisce una base comune per la valutazione e l'interpretazione dello

stato ecologico delle acque europee. Essa consiste nello scambio di dati esistenti e raccolti indipendentemente, utilizzati per il calcolo dei diversi indici (Borja et al., 2007; Foden and De Jonge, 2007).

Ad oggi non è stata svolta nessuna comparazione sperimentale tra i diversi sistemi di classificazione sopra descritti (Lopez y Royo et al., 2011). Tuttavia un tentativo di intercalibrazione è stato effettuato con il sistema catalano POMI di Romero et al. (2007). Nonostante le differenze sostanziali alla base dei due sistemi di classificazione PosWare e POMI è stata evidenziata, in generale, una buona corrispondenza nella classificazione dei siti presi in considerazione.

Per la maggior parte dei siti, l'indice PosWare classifica lo stato in una classe inferiore rispetto a POMI (Tab. 10 dei Risultati); ciò può essere spiegato in due modi: il primo riguarda la "severità" del sistema PosWare, come già detto in precedenza, a causa della mancanza di siti in pessimo stato ecologico presi in considerazione durante il suo sviluppo. La seconda motivazione deriva dalla suddivisione di POMI in 4 classi invece che 5. Infatti tale sistema di classificazione non tiene conto del Pessimo stato ecologico. Secondo la spiegazione di Romero et al. (2007) *P. oceanica* è un sistema molto sensibile alle elevate pressioni antropiche (Pessimo stato ecologico) e quindi la classe 5 corrisponde all'assenza totale di *P. oceanica*.

Inoltre le discrepanze tra POMI e PosWare si riscontrano su praterie impiantate a -10m e ciò può essere scaturito dal fatto che il nostro dataset risente della mancanza di dati per quella profondità.

Altri indici sono stati utilizzati per valutare gli impatti sui sistemi costieri vegetati; non prevedono l'utilizzo diretto di *Posidonia* ma di altre specie vegetali per ottenere indicazioni indirette sullo stato delle praterie di *P. oceanica*; ne sono esempio gli indici SI (Indice di Sostituzione) e PSI (Phase Shift Index) (Montefalcone et al. 2007)

L'indice SI è stato proposto per quantificare la sostituzione di *P. oceanica* da un'altra specie di fanerogama, presente nel Mediterraneo, *Cymodocea nodosa*

(Ucria) Ascherson, e da altre specie di alghe verdi del genere *Caulerpa*: la autoctona *Caulerpa prolifera* (Forsskål) Lamouroux e le due specie invasive *C. taxifolia* (Vahl) C. Agardh and *C. racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman and Boudouresque. Applicato ripetutamente alla stessa prateria quantifica la sostituzione (permanente o progressiva) o la ricolonizzazione (come ipotizzato da Molinier and Picard, 1952), di *P. oceanica* con altre specie.

Esso è definito secondo la formula:

$$SI = S/(S + P)$$

dove S è la copertura % di sostituzione e P è la copertura % di *P. oceanica* vivente; esso è strutturato in una scala con 5 classi per definire una sistema che presenta da nessuna ($SI = 0$) a elevata sostituzione ($SI \geq 0.7$).

L'intensità del cambiamento di sostituzione che avviene nella prateria viene misurato secondo la formula:

$$PSI = \{[D/(P + D) * 1] + [Cn/(P + Cn) * 2] + [Cp/(P + Cp) * 3] + [Ct/(P + Ct) * 4] + [Cr/(P + Cr) * 5]\}/6$$

dove D è la copertura % della matte morta, P quella di *P. oceanica* vivente, Cn di *Cymodocea nodosa*, Cp di *Caulerpa prolifera*, Ct di *C. taxifolia*, e Cr di *C. racemosa*.

Come il SI, il PSI è suddiviso in 5 classi di stato di conservazione: la classe 1 descrive un elevato stato di conservazione della prateria (nessun o iniziale cambiamento di fase) mentre la 5 ha un avanzato cambiamento di fase (Montefalcone et al., 2007).

Il PSI fornisce una valutazione sintetica del grado di irreversibilità della regressione di una prateria. Le caratteristiche biologiche e riproduttive di *P. oceanica* non favoriscono una rapida ricolonizzazione della matte morta (Meinesz et al., 1991). Se un potenziale recupero ancora esiste in una prateria

con poche e ristrette aree di matite morta, una regressione a larga scala della prateria deve essere considerata per lo più irreversibile.

Ciò contrasta con il veloce turnover delle specie sostituite, caratteristica che le fa persistere (Montefalcone et al., 2007).

Tali indici, sebbene possiedano le 5 classi richieste non sono stati sviluppati su una scala di valori 0-1 nè sulla base di siti di riferimento e quindi non possono essere utilizzati come strumenti per la WFD; tuttavia potrebbero risultare validi coadiuvanti nella valutazione dell'integrità e del benessere del sistema *Posidonia*.

4.1. Conclusioni

In conclusione, la tecnica adottata, pur se limitata a sole quattro variabili, dimostra di poter essere efficace nella valutazione dello stato ecologico di un corpo d'acqua. Si sottolinea che la natura stessa dell'approccio scelto offre la possibilità di ricalibrare il modello incrementando la quantità di dati usati per generarlo; pertanto, il modello generato da Autoclass è destinato ad irrobustirsi sulla stessa base di dati che è chiamato a classificare.

Allo stesso tempo la classificazione attraverso l'utilizzo del database ha creato uno strumento utilizzabile da tutti gli addetti ai lavori attraverso il semplice inserimento dei dati.

Una ulteriore classificazione delle praterie già analizzate potrebbe essere effettuata, cercando di inserire dati ricavati da visual census o da campionamenti ridotti al minimo per non impattare ulteriormente su tale sistema.

Tra le regioni analizzate, soltanto la Liguria soddisfa i criteri della WFD entro il 2015, avendo un buono stato ecologico. Tale risultato evidenzia quanto ci sia ancora da fare per migliorare la gestione integrata del Territorio, riducendo le pressioni antropiche esercitate sulla costa.

Tra gli sviluppi futuri vi è quello di dotare il software di classificazione di una interfaccia grafica che possa essere pubblicata sul web di modo che i portatori di interesse possano inserire autonomamente i dati ottenendo informazioni precoci sullo stato della fascia costiera e intraprendere, ove necessario, opere di ripristino per una gestione controllata.

Infine, l'interfaccia ad un sistema GIS del sistema di classificazione e del relativo indice di stato ecologico permetterebbe di valutare le dinamiche spazio temporali di questi sistemi e valutare quindi non solo l'entità di eventuali regressioni ma anche la dinamica dei relativi indici ecologici.

5. Bibliografia

- AA. 2005. Progetti di ricerca in material ambientale ai sensi della legge. 305/89. Attuazione PTTA:azioni nazionali in material di ricerca ambientale. Attuazione Programma PR.1A. 'Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del decreto legislativo 152/99'. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e APAT Ed. 400 pp.
- AIROLDI L, BECK MW (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review* 45: 345–405.
- AIROLDI, L. M., RINDI, F., CINELLI, F., 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina*. 38, 227-237.
- AMENDOLA A., CERIOLO N.L, CONCA C., TESTA S., LISI A., 2006. L'Ecotossicologia negli ambienti acquatici. APAT Rapporti 71/2006, 112 pp.
- ATZENI P., CERI S., PARABOSCHI S., TORLONE R., 1999. Teoria delle basi di dati. Mc Graw ed., 538 p.
- BALESTRI E., CINELLI F., 2003. Sexual reproductive success in *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany* 75, 21-32.
- BALESTRI E., LUCCARINI G., LARDICCI C., 2008. Abnormal embryo development in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Aquatic Botany* 89, 71–75.
- BALESTRI E., PIAZZI L., CINELLI F., 1998. Survival and growth of transplanted and natural seedlings of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in a damaged coastal area. *Journal of Experimental and Marine Biology and Ecology*, 228, 209–225.
- BALLESTEROS, E., TORRAS, X., PINEDO, S., GARCÍA, M., MANGIALAJO, L., DE TORRES, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography for the implementation of the European water framework directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 172–180.

- BALLESTEROS, E., SALA, E., GARRABOU, J., ZABALA, M., 1998. Community structure and frond size distribution of a deep water stand of *Cystoseira spinosa* (Phaeophyta) in the north- western Mediterranean. *Eur Phycol* 33, 121-128.
- BEZDEK J.C., 1981. Pattern recognition with Fuzzy Objective Function Algorithms. Plenum Press, New York
- BLANDIN P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systems ecologiques. *Bulletin d'Ecologie* 17, 211-307.
- BORJA A., JOSEFSON A.B., MILES A., MUXIKA I., OLSGARD F., PHILIPS, G., RODRIGUEZ J.F., RYGG B., 2007. An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* 55, 42-52.
- BORUM J., GREVE T.M., 2004. The four European seagrass species. *In* European seagrasses: an introduction to monitoring and management. Borum J, Duarte C.M, Krause-Jensen D., Greve T.M. Edits, 1-7. EVK3-CT-2000-00044:1-7.
- BORUM J., WIUM-ANDERSEN S., 1980. Biomass and production of epiphytes on eelgrass (*Zostera marina*, L.) in the Oresund, Denmark. *Ophelia*, 1, 57-64.
- BOUDOURESQUE C. F., CINELLI F., FRESI E., MAZZELLA L., RICHARD M., 1981. Algal undergrowth of *Posidonia oceanica* beds in the Gulf of Naples: floristic study. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 27, 2.
- BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L., 2006. *Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*. RAMOGE. 202 pp.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., 1986. Biomasse dans l'herbier à *Posidonia oceanica*. *Trav. sci. Parc nat. rég. Rés. nat. Corse*, 2: 14-15.
- BOUDOURESQUE C.F., JEUDY DE GRISSAC A., MEINESZ A., 1984. Relation entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la baie d'Elbu (Corse). *In* : International workshop on *Posidonia oceanica* Beds. Boudouresque C.F, Jeudy de grissac A., Olivier J. Edit. GIS Posidonie publ., 185-191.

- BOUDOURESQUE C.F., MEINESZ A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cahiers du Parc national de Port-Cros* 4, 1-79.
- BRYANT D., RODENBURG E., COX T., NIELSEN D., 1995. Coastlines at Risk: An Index of Potential Development-Related Threats to Coastal Ecosystems. WRI Indicator Brief (World Resources Institute, Washington, D.C.).
- BUIA M.C., 2004. *Posidonia oceanica*: Limiti e vantaggi nell'uso di descrittori. *Biologia Marina Mediterranea*, 11(1), 68-77.
- BUIA M.C., CORMACI M., FURNARI G., MAZZELLA L., 1985. Osservazioni sulla struttura delle praterie di *Posidonia oceanica* (L.) Delile di Capo Passero (Siracusa) e studio della macroflora epifita delle foglie. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Naturalista Italiano*, 18 (326), 463-484.
- BUIA M.C., CORMACI M., FURNARI G., MAZZELLA L., 1989. *Posidonia oceanica* of Capo Passero (sicily, Italy) : leaf phenology and leaf algal epiphyte community. In : Boudouresque C.F., Meinesz A., Fresi E., Gravez V. (eds), 2° International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, GIS Posidonie, Fr. 2, 127-144.
- BUIA M.C., DI LEVA G., MAZZELLA L., 1996. Biodiversità della comunità epifita delle foglie di *Cimodocea nodosa* di prato antistante l'isola d'Ischia (Golfo di Napoli). *Biologia Marina Mediterranea*, 3 (1), 136-142.
- BUIA M.C., GAMBI M.C., BADALAMENTI F., 2002. Morpho-chronological observations on seedlings and juvenile shoots of *Posidonia oceanica* (L.) Delile collected *in situ* in various coastal areas. *Biologia Marina Mediterranea*, 9 (1), 600-604.
- BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M., 2003. I sistemi a fanerogame marine. In: M.C. Gambi M.C. and M. Dappiano (Editors), Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos mediterraneo. *Biologia Marina Mediterranea*, 10(suppl.), 145-198.
- BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M., 2004. Seagrass systems. In: M.C. Gambi and M. Dappiano (Editors), Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. *Biologia Marina Mediterranea* 11, pp 133-183.
- BUIA M.C., in press. *Posidonia oceanica*: limiti e vantaggi nell'uso di descrittori. *Biologia Marina Mediterranea*.

- BUIA M.C., MAZZELLA L., 2000. Diversity in seagrass ecosystems: biological descriptors at different temporal scales. *Biologia Marina mediterranea*, 7(2), 203-206.
- BUIA M.C., SILVESTRE F., IACONO G., TIBERTI L., 2005. Identificazione delle biocenosi di maggior pregio ambientale al fine della classificazione della qualità delle acque costiere. In: *Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all'applicazione del decreto legislativo 152/99*. APAT, Rome, 269–303
- BUIA M.C., ZUPO V., MAZZELLA L., 1992. Primary production and growth dynamics in *Posidonia oceanica*. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, 13 (1), 2-16.
- BULTHUIS D., WOELKERLING W.J., 1983. Biomass accumulation and shading effects of epiphytes on leaves of the seagrasses, *Heterozostera tasmanica*, in Victoria, Australia. *Aquatic Botany*, 16, 137-48.
- CASAZZA G., LOPEZ Y ROYO C., SILVESTRI C., 2004. Implementazione della Direttiva 2000/60/CE, per le acque costiere, nell'ecoregione mediterranea. Importanza delle componenti biologiche e di una applicazione condivisa a livello ecoregionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 11(1):12-24.
- CASAZZA G., LOPEZ Y ROYO C., SPADA E., SILVESTRI C., 2005. Science and policy integration: ecological classification of Mediterranean coastal waters. Proceedings 7° Conference MEDCOAST 05, E. Özhan (Ed.), 2:754-766.
- CASAZZA, G., LOPEZ Y ROYO, C., SILVESTRI, C., 2006. Seagrasses as key coastal ecosystems: an overview of the recent EU WFD requirements and current applications. *Biol. Mar. Medit.* 13, 189–193.
- CASOLA E., SCARDI M., MAZZELLA L., FRESI E., 1987, Structure of epiphytic community of *posidonia oceanica* leaves in a shallow meadow, *P.S.Z.N.: Marine ecology*, 8(4): 285-296
- CAYE G., 1980. Sur la morphogénèse et le cycle végétatif de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse de Doctorat, Université Aix-Marseille II, France, 121.
- CAYE G., MEISNEZ A., 1984. Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), *GIS Posidonie publ.*, Fr., 1, 193-201.

- CEBRIAN J., DUARTE C.M., 1997. Patterns in leaf herbivory on seagrasses. *Acquatic Botany*, 60, 67-82.
- CEBRIÁN J., ENRÍQUEZ S., FORTES M., AGAWIN N., VERMAAT E., DUARTE C.M., 1999. Epiphyte Accrual on *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves: Implications for Light Absorption. *Botanica Marina*, 42, 123-128.
- CHEESEMAN P., STUTZ J., 1995. Bayesian classification (Autoclass): Theory and results. In: U.M. Fayyad, G.Piatetsky-Shapiro, P. Smyth, R. Uthurusamy (Editors), *Advances in Knowledge Discovery and Datamining*, AAAI Press, pp 153-181.
- CHESSA L.A., FUSTIER V., FERNANDEZ C., MURA F., PAIS A., PERGENT G., SERRA S., VITALE V., 2000. Contribution to the knowledge of "banquettes" of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Sardinia island. *Biologia Marina Mediterranea* 7, 35-38.
- COGNETTI G., COGNETTI G., 1992. *Inquinamenti e protezione del mare*. Edizioni Calderini, 318 pp.
- COLL M., PIRODDI C., STEENBEEK J., KASCHNER K., BEN RAIS LASRAM F., AGUZZI J., BALLESTEROS E., BIANCHI C.N., CORBERA J., DAILIANIS T., DANOVARO R., ESTRADA M., FROGLIA C., GALIL B.S., GASOL J.M., GERTWAGEN R., GIL J., GUILHAUMON F., KESNER-REYES K., KITSOS M.S., KOUKOURAS A., LAMPADARIOU N., LAXAMANA E., LÓPEZ- FÉ DE LA CUADRA C.M., LOTZE H.K., MARTIN D., MOUILLOT D., ORO D., RAICEVICH S., RIUS-BARILE J., SAIZ-SALINAS J.I., SAN VICENTE C., SOMOT S., TEMPLADO J., TURON X., VAFIDIS D., VILLANUEVA R., VOULTSIADOU E., 2010. The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE* 5 (8): e11842.
- COOPER G., 1976, *La Posidonie plante étonnante*, Cahier base "Jardiniere de la mer", 1: 57pp.
- COPPA S., GUALA I., DE LUCIA G.A., MASSARO G., BRESSAN M., 2010. Density and distribution patterns of the endangered species *Pinna nobilis* within a *Posidonia oceanica* meadow in the Gulf of Oristano (Italy). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1 - 10.
- COSTANZA R. D'ARGE R., DE GROOT R., FARBER S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R., PARUELO J.,

- RASKIN R., SUTTON P., VAN DEN BELT M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- DAUER D.M., 1993. Biological criteria, environmental health, and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26, 249–257.
- DE COCK A. M., 1981. Influence of temperature on flowering in *Zostera marina* L. under laboratory condition. *Aquatic Botany*, 10, 125-131.
- DELLA CROCE N., CATTANEO VIETTI R. AND DANOVARO R. (Editors), 1997. Ecologia e protezione dell'ambiente marino costiero. UTET Libreria, 426 p.
- DEN HARTOG C., 1970. The seagrasses of the world. *Verhandelingen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Afdeling Natuurkunde*, 59, 1-275.
- DIAZ-ALMEA E., MARBA' N., DUARTE C.M., 2007. Consequences of Mediterranean warming events in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology*, **13** (1) 224-235.
- DUARTE C.M., 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29, 192-206.
- DUARTE C.M., CEBRIAN J., 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41, 1758-1766.
- EEA, 1998. Europe's Environment: Second Assessment. European Environment Agency, Copenhagen. Office for Official publications of the European Communities and Elsevier Science Ltd., 293 p.
- EEA, 1999. Environmental indicators: typology and overview. EEA technical report no.25. Copenhagen, 1-19
- EEA, 2005. EEA Core Set of Indicators – Guide. EEA Report no. 1/2005. Copenhagen, 1-37.
- EEA, 2006. The Changing face of Europe's Coastal Area. EEA Report no. 6/2006. Copenhagen, 1-107.
- EMBERGER L. 1960, Les Végétaux vasculaires, Messon, Paris
- ENRIQUEZ S., DUARTE C.M., SAND-JANSEN, K., 1993. Patterns in decomposition rates among the photosynthetic organisms: the importance of C:N:P content. *Oecologia*, 94, 457-471.

- FERNANDEZ-TORQUEMADA Y., SANCHEZ-LIZASO J. L., 2005. Effects of salinity on leaf growth and survival of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320, 57–63.
- FERNANDEZ-TORQUEMADA Y., DIAZ-VALDE´S, M., COLILLA F., LUNA B., SANCHEZ-LIZASO, J. L., AND RAMOS-ESPLA A. A. 2008. Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. – *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1492–1497.
- FLAGELLA S., 2010. Interpretazione dei *pattern* di crescita della fanerogama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile Tesi di Dottorato, Università Parthenope di Napoli, 179 pp.
- FLAGELLA S., GUALA I., DAPPIANO M., IACONO B., BUIA M.C., 2004. Analisi temporale della produzione di *Posidonia oceanica* in due praterie profonde. CONISMA, 18-22 Ott., 2004. 16° Congresso AIOL, Terrasini
- FODEN J., DE JONGE D., 2007. Assessment metrics for littoral seagrass under the European Water Framework Directive; outcomes of UK intercalibration with the Netherlands. *Hydrobiologia* 579, 187–197 (Erratum *Hydrobiologia* 583:383)
- FRANCESCHETTI C., PULCINI M., DIVIACCO, 1999. Guide ai parchi. Alla scoperta del mare protetto: le riserve e i parchi marini italiani. F. Muzio (ed)., 265 p.
- FRANCOUR P., 1985, Root and rizhome biomass of *Posidonia oceanica* bed, Rapp. P. V. Réunion. Commiss. Intern. Explor. Sci. Médit., Monaco, 29(5): 183-185
- FRANCOUR P., 1997. Fish assemblages of *Posidonia oceanica* beds at Port-Cros (France, NW Mediterranean): assessment of composition and long-term fluctuations by visual census. *P. S. Z. N. I. Marine Ecology*, 13, 17-40.
- GACIA E., INVERS O., MANZANERA M., BALLESTEROS E., ROMERO J., 2007. Impact of the brine from a desalination plant on a shallow seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 579-590.
- GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B., ZUPO V., 1992. Depth and seasonal distribution of some groups of the vagile fauna of the *Posidonia oceanica* leaf stratum: structural and trophic analyses. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 13 (1), 17-39.

- GAMBI M. C., DAPPIANO M., LANERA P., IACONO B. (2003). Biodiversità e binomia dei popolamenti bentonici dei fondi duri delle isole Flegree: analisi di diverse metodologie di studio In: Ambiente marino costiero e territorio delle isole Flegree (Ischia, Procida e Vivara, Golfo di Napoli). Risultati di uno studio multidisciplinare, a cura di M. C. Gambi, M. De Lauro, F. Jannuzzi, Liguori Editore, Napoli: 133-162.
- GAMBI M.C., TRANI B., BUIA M.C. 2004. Distribuzione e significato ecologico degli organismi perforatori delle scaglie di *Posidonia oceanica*: analisi a scala regionale lungo le coste della sardegna. *Biologia Marina mediterranea*, 11(2)430-435.
- GERMAIN DE SAINT PIERRE E., 1860, Sur la germination et le mode de developpement de *Posidonia caulinii*, Bull. Soc. Bot., Fr., 4: 575-577
- GIRAUD G., 1977. Contribution à la description et la Phénologie Quantitative des Herbiers de *Posidonia oceanica* (L.) Del. Thèse 3ème cycle Univ. Aix-Marseille II, 150 p.
- GIRAUD G., 1979. Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bulletin du Museum d'Histoires naturelles de Marseille* 39, 33-39.
- GOBERT S., SARTORETTO S., RICO-RAIMONDINO V., ANDRAL, B., CHERY, A., LEJEUNE, P., BOISSERY, P., 2009. Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index (PREI). *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1727–1733.
- GREEN E. P., SHORT F.T., 2003. World Atlas of Seagrasses. University of California press, 298 p.
- GRENIER C., 1860, Recherches sur la *Posidonia caulinii* Koenig., *Bull. Soc. bot. de France*, 7(5-6): 362-367, 419-426 e 442-456
- GUALA I, SIMEONE S., BUIA M.C., FLAGELLA S., BAROLI M., DE FALCO G., 2006. *Posidonia oceanica* 'banquette' removal: environmental impact and management implicatios. *Biologia Marina Mediterranea*, 13 (4), 149 – 153.
- GUIDETTI P., LORENTI M., BUIA M.C., MAZZELLA, L., 2002. Temporal dynamics and biomass partitioning in three Adriatic seagrass system: *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*, *Zostera marina*. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 23(1), 51-67.

- HARRISON P.G., 1989. Detrital processing in seagrasses system: a review of the factors affecting decay rates, remineralization and detritivory. *Acquatic Botany*, 23, 263-288.
- HEMMINGA M., DUARTE C.M. (Editors), 2000. Seagrasses ecology. Cambridge University Press, 298 p.
- HINRICHSSEN D., 1994. Coasts under pressure. *People Planet* 3, 6-9.
- IACONO G., 2003. Analisi spaziale della produzione di praterie a *Posidonia oceanica* su scala regionale. Un approccio Data Warehousing. Tesi di Laurea, Università Parthenope Napoli, 156 p.
- JOHNSTONE I.M., 1979. Papua New Guinea seagrasses and aspects of the biology and growth of *Enhalus acoroides* (L.f.) Royle. *Aquatic Botany*, 7, 197-208.
- LASAGNA R., MONTEFALCONE M., ALBERTELLI G., CORRADI N., FERRARI M., MORRI C., BIANCHI C.N., 2011. Much damage for little advantage: Field studies and morphodynamic modelling highlight the environmental impact of an apparently minor coastal mismanagement. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 94: 255-262.
- LIBES M., BOUDOURESQUE C. F., 1983, Mise en évidence in situ du transport à long distance de photosynthétats chez *Posidonia oceanica* (phanérogames marines) et ses épiphytes: note préliminaire, *Trav. Sci. Parc nation. Port-Cros, Fr.*, 9: 75-87
- LOPEZ Y ROYO C., 2008. Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme outil de gestion de la qualité écologique du milieu littoral. PhD thesis Università di Corsica Pasquale Paoli, 256 pp.
- LOPEZ Y ROYO C., CASAZZA G., PERGENT-MARTINI, C., PERGENT, G., 2010. A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters. *Ecol. Ind.* 10, 380–389.
- LOPEZ Y ROYO C., SILVESTRI C., PERGENT, G., CASAZZA, G., 2009. Assessing human-induced pressures on the coastal area with publicly available data. *J. Environ. Manage.* 90, 1494–1501.
- MARBÀ N., DUARTE C.M., ALEXANDRE A., CABACO S., 2004. How do seagrasses grow and spread? In: European seagrasses: an introduction to monitoring and management. Borum J, Duarte C.M, Krause-Jensen D., Greve T.M. Edit. EU project EVK3-CT-2000-00044, 11-18

- MARTINEZ M.L., INTRALAWAN A., VAZQUEZ G., PEREZ-MAQUEO O., SUTTON P., LANDGRAVE R., 2007. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics* 63, 254- 272.
- MATEO M. A, SANCHEZ-LIZASO J. L., ROMERO J., 2003. *Posidonia oceanica* banquettes: a preliminary assessment of the relevance for meadow carbon and nutrients budget. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 85–90
- MAYOT N., BOUDOURESQUE C.F., LERICHE, 2005 Unexpected response of the seagrass *Posidonia oceanica* to a warm Water episode in the North Western Mediterranean Sea. *C.R. Biologies* 328: 291-296.
- MAZZELLA L., BUIA M.C., 1991. Temporal evolution and comlexity of Mediterranean seagrass ecosystems. *S.It.E. Proceedings*, 17, 293-295.
- MAZZELLA L., BUIA M.C., GAMBI M.C., LORENTI M., RUSSO G., SCIPIONE M.B., ZUPO V., 1992. Plant-animal trophic relationships in the *Posidonia oceanica* ecosystem of the Mediterranean Sea: a review. In: John D.M. Hawkins S.J., Price J.H. (ed). *Plant-Animal Interactions in the Marine Benthos*. Systematics Association, Clarendon Press, Oxford, England, Special Volume 46 (1), 165-187.
- MAZZELLA L., GAMBI M. C., RUSSO G. F., BUIA M. C., 1984. Deep flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* beds around the Island of Ischia (Gulf of Naples, Italy). In: International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque C. F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), GIS *Posidonie* publ.,Fr.,1, 203-209.
- MAZZELLA L., GAMBI M. C., RUSSO G. F., WITTMANN K. J., 1983. Flowering in *Posidonia oceanica* (L.) Delile prairies around the Island of Ischia (Gulf of Naples). *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, 28 (3), 117-119.
- MAZZELLA L., SCIPIONE M.B., GAMBI M.C., FRESI E., BUIA M.C., RUSSO G.F., DE MAIO R., LORENTI M., RANDO A., 1986. Le Praterie sommerse del Mediterraneo. Stazione Zoologica Anton Dohrn, Ischia, Italy, 1-59.
- MAZZELLA L., ZUPO V., 1995. Reti trofiche e flussi di energia nei sistemi a fanerogame marine. *Giornale Botanico Italiano*, 129, 337-350.
- MC MILLAN C., 1978, Morphogeographic variation under controlled conditions in five seagrasses, *Thalassia testudinum*, *Halodule wrighti*,

Syringodium filiforme, *Halophila engelmanni* and *Zostera marina*, *Aquat. Bot.*, 4: 168-169

MED-GIG, 2007. WFD Intercalibration technical report for coastal and transitional waters in the Mediterranean ecoregion. In: WFD Intercalibration technical report – Part 3: Coastal and transitional waters. Available from: http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_2&vm=detailed&sb=Title.

MEINESZ A., CIRIK S., AKCALI B., JAVEL F., MIGLIACCIO M., THIBAUT T., YUKSEK A., PROCACCINI G., 2009. *Posidonia oceanica* in the Marmara sea. *Aquatic botany* 90, 18-22.

MEINESZ A., LEFEVRE J.R., ASTIER J.M., 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southeastern Mediterranean schore of continental France. *Marine Pollution Bulletin* 23, 343–347.

MERMEX GROUP: DURRIEU DE MADRON X., GUIEU C., SEMPERE R., CONAN P., COSSA D., D'ORTENZIO F., ESTOURNEL C., GAZEAU F., RABOUILLE C., STEMMANN L., BONNET S., DIAZ F., KOUUBI P., RADAKOVITCH O., BABIN M., BAKLOUTI M., BANCON-MONTIGNY C., BELVISO S., BENSOUSSAN N., BONSAING B., BOULOUBASSI I., BRUNET B., CADIOU J.-F., CARLOTTI F., CHAMI M., CHARMASSON S., CHARRIERE B., DACHS J., DOXARAN D., DUTAY J.-C., ELBAZ-POULICHET F., ELEAUME M., EYROLLES F., FERNANDEZ C., S. FOWLER, FRANCOUR P., GAERTNER J.C., GALZIN R., GASPARINI S., GHIGLIONE J.-F., GONZALEZ J.-L., GOYET C., GUIDI L., GUIZIEN K., HEIMBÜRGER L.-E., JACQUET S.H.M., JEFFREY W.H., JOUX F., LE HIR P., LEBLANC K., LEFEVRE D., LEJEUSNE C., LEME R., LOÏE-PILOT M.-D., MALLET M., MEJANELLE L., MELIN F., MELLON C., MERIGOT B., MERLE P.-L., MIGON C., MILLER W.L., MORTIER L., MOSTAJIR B., MOUSSEAU L., MOUTIN T., PARA J., PEREZ T., PETRENKO A., POGGIALE J.-C., PRIEUR L., PUJO-PAY M., PULIDO-VILLENA, RAIMBAULT P., REES A.P., RIDAME C., RONTANI J.-F., RUIZ PINO D., SICRE M.A., TAILLANDIER V., TAMBURINI C., TANAKA T.,TAUPIER-LETAGE I., TEDETTI M., TESTOR P., THEBAULT H., THOUVENIN B., TOURATIER F., TRONCZYNSKI J., ULSES C., VAN WAMBEKE F., VANTREPOTTE V., VAZ S., VERNEY R., 2011. Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the mediterranean. *Progress in Oceanography* 91 (2): 97-166.

- MOLINIER R., PICARD J., 1952. Recherches sur les herbiers de phanerogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris 27 (3), 157–234.
- MONTEFALCONE M., 2009a. Ecosystem health assessment using the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: a review. *Ecological Indicators* 9, 595–604.
- MONTEFALCONE, M., ALBERTELLI, G., MORRI, C., PARRAVICINI, V., BIANCHI, C.N., 2009b. Legal protection is not enough: *Posidonia oceanica* meadows in marine protected areas are not healthier than those in unprotected areas of the northwest Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 58, 515–519.
- MONTEFALCONE M., MORRI C., PEIRANO A., ALBERTELLI G., BIANCHI C.N., 2007a. Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 63–71.
- MONTEFALCONE, M., CHIANTORE, M., LANZONE, A., MORRI, C., BIANCHI, C.N., ALBERTELLI, G., 2008. BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 56, 1637–1645.
- MONTEFALCONE, M., PARRAVICINI, V., VACCHI, M., ALBERTELLI, G., FERRARI, M., MORRI, C., BIANCHI, C.N., 2010. Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 86, 292–298.
- MONTELLA R., 1998. Sviluppo di un sistema GIS per applicazioni marine. Tesi di Laurea, Università Parthenope Napoli, 150 p.
- MSFW, 2008. DIRECTIVE 2008/56/EC of the European parliament and of the council, of 17 June 2008, establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Official Journal of the European Commission, G.U.C.E. 25/6/2008, L 164/19.
- OECD, 1991. Environmental indicators, a preliminary set. OECD, Paris
- OECD, 2005. OECD Environmental data compendium, 2004 edition. OECD, Paris, 1–323.
- OLLIVIER G. M., 1929, Étude de la flore marine de la côte d'Azur, *Ann. Inst. océanogr.* Monaco, nouv. série, 7: 53–173

- OTT J., 1980. Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. P. S. Z. N. I. *Marine ecology*, Germ., **1**, 47-64.
- PALOMAR P., LOSADA I.J., 2010. Desalination in Spain: Recent developments and recommendations. *Desalination* **255**, 97-106.
- PANAYOTIDIS P. E GIRAUD G., 1981. Sur un cycle de renouvellement des feuilles de *Posidonia oceanica* (L.) Delile dans le golfe de Marseille. *Vie et Milieu*, **31**, 129-136.
- PENHALE P. A., SMITH W. O., 1977. Ecretion of dissolved organic carbon by seagrasses *Zostera marina* and its epiphytes. *Limnology and Oceanography* **22**, 400-407.
- PERGANT-MARTINI C., PERGENT G., 1994. Lepidochronological analysis in the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica*: State of the art and future developments. *Oceanologica acta*, **17** (6), 673-681.
- PERGENT G., 1991. Les indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin en Méditerranée. *Océanis*, **17** (4): 341-350.
- PERGENT G., BOUDOURESQUE C.F., CROUZET A., MEINESZ A., 1989. Cyclic changes along *Posidonia oceanica* rhizomes (lepidochronology): Present state and perspectives. *P.S.Z.N.I. Marine Ecology*, **10** (3), 221-230. 1989 Paul Parey Scientific Publishers, Berlin and Hamburg. ISSN 0173-9565.
- PERGENT G., PERGENT- MARTINI C., 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the Bay of Lacco Ameno (Ischia, Italy) using lepidochronological analysis. *Acquatic Botany*, **42**, 49-66.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BOUDOURESQUE C.F., 1995. Utilisation de l'herbier a *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : état des connaissances. *Mésogée*, **54**, 3-27.
- PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., BUIA M.C. AND GAMBI, M.C. (Editors), 2000. Proceeding Fourth International Seagrass Biology Workshop, *Biologia marina Mediterranea*, **7**(2), 1-443.
- PERGENT G., 1987, *Recherches Lépidochronologiques chez Posidonia oceanica (Potamogetonaceae). Fluctuation des paramètres anatomiques et morphologiques des écailles des rhizomes*, Thèse Doctor. Océanol., Univ. Aix-Marseille II, 1-853

- PERGENT-MARTINI C., LEONI V., PASQUALINI V., ARDIZZONE G.D., BALESTRI E., BEDINI R., BELLUSCIO A., BELSHER T., BORG J., BOUDOURESQUE C.F., BOUMAZA S., BOUQUEGNEAU J.M., BUIA M.C., CALVO S., CEBRIAN J., CHARBONNEL E., CINELLI F., COSSU A., DI MAIDA G., DURAL B., FRANCOUR P., GOBERT S., LEPOINT G., MEINESZ A., MOLENAAR H., MANSOUR H.M., PANAYOTIDIS P., PEIRANO A., PERGENT G., PIAZZI L., PIRROTTA M., RELINI G., ROMERO J., SANCHEZ-LIZASO J.L., SEMROUD R., SHEMBRI P., SHILI A., TOMASELLO A., VELIMIROV B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and Application. *Ecological Indicators* 5, 213-230.
- PERGENT-MARTINI C., PERGENT G., 1996. Spatio-temporal dynamics of *Posidonia oceanica* beds near a sewage outfall (Mediterranean-France). Seagrass Biology: proceeding of an International workshop. Rottneet Island, Western Australia, 25-29 January 1996, 299-306.
- PIAZZI L., ACUNTO S., CINELLI F., 1999. *In situ* survival and development of *Posidonia oceanica* (L.) Delile seedlings. *Aquatic Botany* 63, 103-112.
- PROCACCINI G., OLSEN J.L., REUSCH T.B.H., 2007. Contribution of genetics and genomics to seagrass biology and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 350, 234-259.
- RAVEN P. H., EVERT R. F., EICHHORN S. E., 2002, *Biologia della piante*, 6° ediz. ital., Zanichelli, 1-972
- REID W.V., MILLER K.R., 1989. Keeping options alive: The scientific basis for Conserving Biodiversity. World Resource Institute, Washington DC, 1-110.
- ROMERO J., MARTINEZ-CREGO B., ALCOVERRO T., PEREZ M., 2007. A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal water under the Water Framework Directive (WFD). *Mar. Pollut. Bull.* 55, 196-204.
- ROMERO J., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., MATEO M.A., REGNIER C., 1992. The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow: litter features, decomposition rates and mineral stocks. *Marine Ecology* 13, 73-83.
- SALAT J., PASCUAL J., 2002. The oceanographic and meteorological station at L'Estartit (NW Mediterranean). In: *Tracking long-term hydrological change in the Mediterranean Sea. CIESM Workshop Series*, 16: 29-32.

- SÁNCHEZ-LIZASO J.L., JAVIER ROMERO J., JUANMA RUIZ J., GACIA E., BUCETA J.L., INVERS O., FERNÁNDEZ TORQUEMADA Y., MAS J., ANTONIO RUIZ-MATEO A., MARTA MANZANERA M., 2008. Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. *Desalination* 221, 602–607.
- SAND-JENSEN K., 1977. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquatic Botany*, 3, 55-63.
- SAND-JENSEN K., BORUM J., 1983. Regulation on growth of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Danish waters. *Marine Technology Society Journal*, 17, 15-21.
- SHORT F. T., WYLLIE-ECHEVERRIA, S., 1996. Natural and human induced disturbance of seagrasses. *Environmental consevation*, 23, 17-27.
- SORIA A. 2005-2008. ALGAEBRA, a data warehouse management system to monitor macroalgal diversity in the Gulf of Naples. PhD Thesis, University of Messina, XX cycle, 325 p
- SOUSA W. P., SCHROETER S. C., GAINES S. D., 1981. Latitudinal variation in intertidal algal community structure: the influence of grazing and vegetative propagation. *Oecologia*. 48, 297-307.
- SILVESTRE F., 2003. Tecniche di Data Mining per l'analisi della produzione di praterie a *Posidonia oceanica*. Tesi di Laurea, Università Parthenope Napoli, 141 p.
- THELIN I., BOUDOURESQUE C. F., 1985, *Posidonia oceanica* flowering and fruiting: recent data from an international enquiry, *Posidonia Newsletter*, Fr., 1(1): 5-14.
- THIBAUT T., PINEDO S., TORRAS X., BALLESTEROS E., 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Alberes coast (France, North-western Mediterranean). *Marine pollution Bulletin*, 50:1472-1489
- TIBERTI L., 2003. Analisi temporale della produzione di praterie a *Posidonia oceanica* Un approccio. Data Warehousing. Tesi di Laurea. Università Partheope Napoli, 156 p.
- TOMMASELLO A., FERRERI B.M., FREADÀ ORESTANO C., CALVO S., 1994. Osservazioni sul ciclo riproduttivo di *Posidonia oceanica* (L.) Delile

- (Posidoniaceae) lungo le coste tirreniche siciliane. *Giornale Botanico Italiano*, 128 (1), 216.
- TROCINE R.P., RICE J.D., WELLS G.N., 1981. Inhibition of seagrass photosynthesis by ultraviolet B radiation. *Plant Physiology*, 68, 74-81.
- VACCHI M., MONTEFALCONE M., BIANCHI C.N., MORRI C., FERRARI M., 2010. The influence of coastal dynamics on the upper limit of the *Posidonia oceanica* meadow. *Marine Ecology* 31, 546e554.
- VALIANTE L. M., 2003. Dispense del corso Produzioni marine e ambiente. Università degli Studi di Napoli Federico II, Anno Accademico 2003/2004.
- VAN DER BEN D., 1971, Les épiphytes des feuilles de *Posidonia oceanica* Delile sur les côtes françaises de la Méditerranée, *Mem. Inst. Roy. Sci. Nat. Belg.*, 168: 1-101
- VITOUSEK P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M., 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 494 – 499.
- WAYCOTT M., DUARTE C.M., CARRUTHERS T.J.B., ORTH R.J., DENNISON W.C., OLYARNIK S., CALLADINE A., FOURQUREAN J.W., HECK K.L., HUGHES A.R., KENDRICK G.A., KENWORTHY W.J., SHORT F.T., WILLIAMS S.L., 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106, 12377e12381.
- WFD, 2000. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European parliament and of the council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, G.U.C.E. 22/12/ 2000, L 327.
- WITTMANN, K. J., 1984 Temporal and morphological variations of growth in a natural stand of *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *P.S.N.Z.I. Marine Ecology* 5, 301–316.
- ZADEH L.A., 1965. Fuzzy sets. *Information and control*, 8, 338-353.
- ZINGONE A, BUIA MC (2012) Il Golfo di Napoli. In R Bertone (ed) La rete italiana per la ricerca ecologica a lungo termine (LTER Italia). Situazione e prospettive dopo un quinquennio di attività (2006-2011). Aracne Editrice, Roma; 186-192. ISBN 978-88-548-4661-6.

ZUCCARELLO V., ALLEGREZZA M., BIONDI E., CALANRA, R., 1999. Valenza ecologica di specie e di associazioni prative e modelli di distribuzione lungo gradienti sulla base della teoria degli insiemi sfocati (Fuzzy Set Theory). *Braun-Blanquettia*, 16, 121-226.

ZUPO V., BUIA M.C., MAZZELLA L.,1997. A production model for *Posidonia oceanica* based on temperature. *Estuarine, coastal and Shelf Science* 44, 483-492.

www.case.ibimet.cnr.it/desertnet

www.europa.eu

www.onuitalia.it

www.parks.it

www.ptr2003.regione.liguria.it

www.un.org